

Siccità, scarsità e crisi idriche

Il contributo della ricerca
a supporto della definizione
del bilancio idrico

A cura di
Emanuele Romano
Ivan Portoghese



HABITAT SIGNA

Studi e ricerche su sistema terra e ambiente

collana del
Consiglio Nazionale delle Ricerche
Dipartimento Scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente

diretta da
Francesco Petracchini

comitato scientifico a cura del consiglio scientifico di dipartimento
Andrea Billi, Claudio Faccenna, Gian Luigi Liberti, Andrea Rinaldo, Sabrina Speich

comitato editoriale
Sara Di Marcello, Maria Elena Martinotti

ideazione del nome e design della collana
Lucia Caraffa

Siccità, scarsità e crisi idriche

Volume 1 della collana HABITAT SIGNA

editing
Sara Di Marcello, Ivan Portoghese, Emanuele Romano, Angelica Zonta

impaginazione e copertina
Lucia Caraffa

graphical abstract
Matteo Tucci
www.luminescentia.com

crediti fotografici

Copertina e pag. 4 - Greg Montani, Pixabay.com; pagg. 20, 27, 562 - Carolyn, Pexels.com; pag. 238 - George Becker, Pexels.com; pagg. 477 e 512 - Frank Cone, Pexels.com; pag. 482 - FOX, Pexels.com; pag. 495 - Teono123, Pexels.com
Freepik.com: pagg. 30, 47, 50, 56, 68, 70,75, 86, 89, 96, 99, 104, 118, 121, 202, 212, 258, 268, 278, 284, 301, 303, 304, 311,325, 328, 339, 347, 350, 357, 366, 369, 384, 388, 391, 397, 406, 401, 402, 432, 426, 438, 440, 461, 480, 513, 514, 517, 518, 523, 541.
L'Editore è a disposizione degli aventi diritto per eventuali inesattezze nella citazione delle fonti.

© Cnr Edizioni, 2024

P.le Aldo Moro 7
00185 Roma
www.edizioni.cnr.it

ISSN 3035-2290

ISBN (ed. stampa) 978 88 8080 673 8

ISBN (ed. digitale) 978 88 8080 674 5

DOI <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1>



This work is licensed under CC BY-SA 4.0



Siccità, scarsità e crisi idriche

Il contributo della ricerca
a supporto della definizione
del bilancio idrico

A cura di
Emanuele Romano
Ivan Portoghese





Prefazioni

Maria Chiara Carrozza

Presidente

Il ruolo che la ricerca scientifica rivestirà nella sfida alla riduzione dell'impronta ecologica e nel contributo alla costruzione di ecosistemi resilienti sarà, nei prossimi anni, sempre più determinante.

La ricerca fornisce dati e soluzioni basate su evidenze scientifiche e l'approccio trans- inter- e multidisciplinare favorisce l'identificazione di pratiche sostenibili. Nella sua identità di Ente generalista, il Consiglio Nazionale delle Ricerche stimola e sostiene una visione ampia, favorendo la nascita di sinergie e l'interazione fra competenze diverse.

Il presente volume, frutto degli sforzi degli Istituti del Dipartimento Scienze del Sistema Terra e Tecnologie per l'Ambiente coinvolti nel Gruppo di Lavoro "Siccità, scarsità e crisi idriche" e dei principali attori istituzionali portatori di interesse sul tema, rappresenta in questo senso un esempio di grande valore.

L'impatto antropico sugli habitat può essere catastrofico o salvifico: un potere bivalente che impone alla comunità scientifica una riflessione profonda sulle possibilità di miglioramento delle tecnologie verdi e sull'urgenza di prendere in considerazione le dimensioni ecologiche, sociali ed economiche nella loro complessità, al fine di promuovere la protezione e il ripristino degli habitat con interventi efficaci e di lunga portata.

Nel facilitare progetti di ricerca che coinvolgono professionalità ed esperienze nei campi dell'ecologia, biologia, ingegneria, scienze politiche e sociali ed urbanistica, il CNR mette a disposizione una base di dati che supporta il processo decisionale a livello locale, nazionale e internazionale.

In tale direzione opera il Dipartimento Scienze del Sistema Terra e Tecnologie per l'Ambiente del CNR, le cui attività spaziano dallo studio del clima e dell'atmosfera alla ricerca sui sistemi acquatici e terrestri e alla comprensione dell'evoluzione ambientale. Creare reti di conoscenza è fondamentale per promuovere la collaborazione e l'innovazione e per individuare le soluzioni più efficaci alle sfide interconnesse di oggi.

Facendo leva su competenze diverse e coinvolgendo più parti interessate, queste reti migliorano la capacità di generare innovazione e progresso scientifico, culturale e sociale a beneficio dell'intero Sistema Paese.

Come sosteneva Charles Darwin, nella lunga storia del genere umano – e animale – hanno prevalso coloro che hanno imparato a collaborare: un memento di non poco conto per tutte le persone che attraverso la ricerca imprimono un cambiamento nel futuro delle generazioni a venire.

CNR - Dipartimento scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente

Francesco Petracchini

Direttore

Gruppi di lavoro tematici del Dipartimento scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente aggregano reti variegata di ricercatori che si dedicano a risolvere alcune delle più urgenti problematiche ambientali. Questa iniziativa collaborativa mira a sfruttare le competenze congiunte e a promuovere soluzioni innovative in svariati ambiti, dalla geodinamica agli ecosistemi marini, dalla siccità allo studio del paleoclima. Attraverso la cooperazione e la condivisione delle conoscenze, i membri si impegnano ad affrontare le sfide ambientali più pressanti, a favorire una gestione sostenibile delle risorse naturali e a contribuire a un pianeta più sano per le generazioni future. Tale sinergia consente di sviluppare soluzioni più omnicomprensive e integrate, superando i limiti di un approccio isolato.

La collana editoriale Habitat Signa – Studi e ricerche sul sistema terra e ambiente, di cui il presente volume segna il debutto, si prefigge di dare voce ai gruppi di lavoro e alle loro attività. La serie sarà pubblicata annualmente e ogni volume esplorerà i temi specifici dei diversi gruppi, mettendo in rilievo non solo le difficoltà incontrate, ma anche i traguardi raggiunti e la resilienza dimostrata di fronte alle questioni ambientali. Combinando le competenze di vari settori, questa serie offrirà ai lettori una visione dettagliata di come questi temi siano interconnessi e influenzino il nostro mondo.

Il nome della collana trae ispirazione dai segni lasciati dall'umanità sul pianeta. L'umanità ha sempre interagito con l'ambiente circostante, ma nel corso dei secoli il nostro impatto sugli habitat naturali è diventato sempre più evidente e spesso devastante. Questi segni, visibili e invisibili, narrano una storia di cambiamento, sfruttamento e, in taluni casi, opportunità di rinascita.

Insieme, miriamo a sensibilizzare su questo tema e ad aumentare la consapevolezza una iniziativa alla volta, un volume alla volta.

Presidenza del Consiglio dei ministri

Nicola Dell'Acqua

Commissario Straordinario nazionale per l'adozione di interventi urgenti connessi al fenomeno della scarsità idrica

Nell'agosto 2022 l'Osservatorio europeo sulla siccità riportava che il 64% del continente era in allerta e il 17% in allarme. I dati suggerivano che il fenomeno registrato era il peggiore degli ultimi 500 anni e che la temperatura media in Europa nel 2022 era stata la più alta mai registrata per il mese di agosto e per il periodo giugno-agosto.

Il protrarsi della situazione di scarsità idrica, unitamente alla necessità ed urgenza di assicurare il coordinamento delle attività finalizzate alla mitigazione dei danni connessi al fenomeno, ha portato nel mese di aprile del 2023 all'adozione del cosiddetto Decreto Legge Siccità. Un elemento di criticità era proprio la mancanza di coordinamento. Per questo motivo è stata istituita una Cabina di regia presso la Presidenza del Consiglio dei ministri, chiamata a esercitare funzioni di indirizzo, di coordinamento e di monitoraggio per il contenimento e il contrasto degli effetti della siccità e, in particolare, a effettuare "una ricognizione delle opere e degli interventi di urgente realizzazione per far fronte nel breve termine alla crisi idrica". È stato nominato, dunque, un Commissario straordinario nazionale, ruolo che mi onoro di svolgere, cui è stato affidato, tra gli altri, il compito di provvedere, in via d'urgenza, alla realizzazione degli interventi di cui sia incaricato dalla Cabina di regia. Al Commissario straordinario nazionale è inoltre attribuito il compito di verificare e coordinare l'attuazione di misure specifiche quali ad esempio quelle previste dall'articolo 146 del D.Lgs. 3 aprile 2006, n. 152, nonché di verificare e coordinare la proposta di elenco delle misure più urgenti, di immediata e breve attuazione, strutturali e gestionali per il contrasto alla scarsità idrica, individuate dalle Autorità di bacino distrettuali. Il decreto legge è, per sua natura, una misura emergenziale che si affianca a ulteriori interventi normativi e regolatori a carattere strutturale che si sono susseguiti nell'ultimo lustro per contrastare l'emergenza idrica e, più in generale, nell'ultimo decennio per il potenziamento infrastrutturale del comparto e per la gestione delle risorse idriche.

Va detto che l'Italia ha una tradizione storica lungimirante nella gestione delle risorse idriche, in cui una tappa decisiva è stata l'istituzione delle Autorità di bacino nel 1989, anticipando la disposizione contenuta della direttiva europea. Tuttavia, nonostante queste misure antesignane, l'Italia ha talvolta sperimentato un disallineamento tra il dettato normativo e l'effettiva attuazione di quanto previsto.

Il settore civile, con il servizio idrico integrato, è ben strutturato, con pianificatori, soggetti gestori e autorità di regolazione. Di fatto, il servizio idrico integrato ha dato risultati positivi, laddove le gestioni sono state applicate correttamente con sensibili miglioramenti nella manutenzione delle infrastrutture e correlative riduzioni delle perdite di rete.

L'insieme delle infrastrutture idriche a monte dei settori di impiego dell'acqua (civile, irriguo, industriale) riscontrano, invece, notevoli criticità poiché nella maggior parte dei casi non rientrano nel perimetro della *governance* regolamentata. In questo ambito, è indispensabile una fase preliminare di studio, utile alla predisposizione anche di modifiche normative, laddove necessarie, da svolgersi a cura delle amministrazioni centrali dello Stato, con il supporto conoscitivo di enti di ricerca.

Non solo, un quadro conoscitivo sullo stato del clima e della gestione delle risorse idriche passato, attuale e futuro è il punto di partenza per la definizione delle misure (strutturali e non), delle azioni e della *governance* di adattamento al cambiamento climatico con particolare riferimento alla siccità. Questo volume può senz'altro rappresentare un contributo tecnico-scientifico.

Per vincere la sfida della scarsità idrica è poi fondamentale procedere alla predisposizione di bilanci idrici aggiornati per distretto e sub-distretto attraverso un coordinamento interistituzionale che possa garantire, tra le altre, una più efficace e concreta interoperabilità delle numerose banche dati esistenti. Inoltre, va ribadita la necessità di una *governance* regolatoria anche per l'approvvigionamento idrico primario, predisponendo una regolazione e un controllo in analogia a quello del servizio idrico integrato con la pianificazione posta a livello di distretto idrografico, la gestione a livello regionale o interregionale e il controllo presidiato a livello centrale con una Autorità indipendente.

Quello che è certo, è che non servono bacchette magiche ma un lavoro di lunga lena, valorizzando i comportamenti più virtuosi, garantendo manutenzioni costanti e soprattutto abbandonando gli interventi a tantum a favore di un approccio volto alla pianificazione e alla programmazione di ampio respiro grazie ad un sostegno finanziario adeguato all'obiettivo di rendere più resiliente il sistema paese.

Presidenza del Consiglio dei ministri

Dipartimento della protezione civile

Fabio Ciciliano

Capo Dipartimento

Negli ultimi decenni il territorio nazionale è stato interessato da numerose crisi idriche, che in molti casi hanno determinato significativi impatti sui differenti comparti d'uso (idropotabile, irriguo, industriale, energetico, etc.), ponendo seri ostacoli all'ordinato sviluppo economico e sociale del Paese.

Il deficit idrico è stato ricompreso all'art. 16 comma 1 del D.lgs. n. 1/2018 ("Codice della protezione civile") tra le tipologie di rischio in ordine alle quali si esplica l'azione del Servizio nazionale della protezione civile, con attività di previsione, prevenzione, gestione e superamento dell'emergenza.

Il tempestivo preannuncio delle crisi idriche è di rilevante importanza al fine di consentire l'attuazione degli interventi di mitigazione della crisi idrica da parte degli Enti e dei soggetti responsabili della programmazione e della gestione delle risorse idriche: per tale finalità è molto importante l'attività svolta dagli Osservatori distrettuali permanenti sugli utilizzi idrici, incardinati presso le Autorità di bacino distrettuali e ai quali il Dipartimento della protezione civile partecipa con propri rappresentanti. Nell'ambito delle attività di protezione civile, rientrano anche la gestione e il superamento delle emergenze, mirate alla minimizzazione dei disagi per la popolazione.

I rapporti dell'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) delle Nazioni Unite, dell'EEA (European Environment Agency) dell'Unione Europea e, più in generale, i numerosi contributi elaborati dagli Istituti di ricerca scientifica segnalano un consistente aumento della frequenza degli eventi estremi e, tra questi, dei fenomeni siccitosi nell'area mediterranea, a causa dei cambiamenti climatici in atto. Un ulteriore, importante, fattore da tenere in considerazione, è costituito dall'irre-

golarità degli afflussi meteorici, che pone serie difficoltà per la programmazione e la gestione delle risorse idriche.

Per tali motivi occorre riconoscere la complessità degli impatti delle crisi idriche e attuare una strategia nuova, che possa coniugare in modo flessibile e armonico misure di breve termine, finalizzate essenzialmente a ridurre i disagi per la popolazione, con interventi infrastrutturali e di miglioramento tecnologico proiettati nel medio-lungo periodo, mirati alla riduzione delle perdite di rete, al miglioramento della resilienza dei sistemi di approvvigionamento idrici ai cambiamenti climatici, all'interconnessione delle infrastrutture, all'ottimale gestione degli invasi, etc.

Condizione indispensabile per questo nuovo approccio è un'approfondita conoscenza del bilancio idrico locale e alla scala di bacino. Tale conoscenza include non solo l'andamento temporale delle variabili meteo-climatiche (precipitazioni, temperature, etc.), delle acque superficiali e sotterranee, dell'interazione delle acque continentali con le acque marine, della criosfera, etc., ma anche tutte le informazioni riguardanti gli utilizzi nei diversi comparti e le relative pressioni sui corpi idrici.

Il volume coordinato dall'Istituto di ricerca sulle acque del Consiglio nazionale delle ricerche (IRSA-CNR), Centro di competenza del Dipartimento della protezione civile, ha il pregio di riunire in un unico testo contributi aggiornati, redatti da qualificati rappresentanti della comunità scientifica e della Pubblica Amministrazione, che restituiscono la complessità del tema dei bilanci idrici e degli utilizzi dell'acqua. È nostro sentito auspicio che questa pubblicazione possa fornire un utile contributo in direzione di una migliore comprensione dei bilanci idrici e, in definitiva, di una più approfondita conoscenza della nostra risorsa più preziosa.

Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale e del Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente

Stefano Laporta

Presidente

Il bilancio idrologico e le valutazioni ad esso collegate sulla risorsa idrica, sulla siccità e sullo stress idrico si configurano come strumenti basilari di conoscenza per la gestione della risorsa e la definizione e il mantenimento dell'equilibrio tra disponibilità naturale, fabbisogni e utilizzi. Tali strumenti conoscitivi, tra i quali sono ricompresi le ricerche e gli studi presentati in questa pubblicazione, hanno il compito primario di fornire ai portatori di interesse quegli elementi utili per evitare, almeno, limitare il sovrasfruttamento e il depauperamento delle risorse e la sensibile riduzione della naturale disponibilità di risorsa idrica rinnovabile, sempre più a rischio a causa degli impatti dei cambiamenti climatici sul ciclo idrologico e delle pressioni antropiche che insistono sui corpi idrici superficiali e sotterranei.

In tale contesto, l'ISPRA-Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale ha sviluppato e implementato a livello nazionale il modello di bilancio idrologico BIGBANG, basato sull'uso di dati e informazioni ufficiali, in attuazione di uno specifico dettato normativo legato non solo al tema della caratterizzazione quali-quantitativa a scala nazionale delle acque, ma anche all'esigenza più ampia di valutare la sostenibilità delle politiche, dei piani e dei programmi nazionali di gestione della risorsa idrica. L'Istituto vuole così fornire alle autorità competenti e ai decisori politici nazionali, alle organizzazioni europee e internazionali e, più in generale, ai cittadini un quadro, il più possibile aggiornato, sulla situazione nazionale della risorsa idrica e della sua disponibilità naturale, presupposto essenziale per un'efficace, efficiente, equa e sostenibile gestione e uso della risorsa. Efficace poiché deve soddisfare i fabbisogni delle attività umane; efficiente perché lo deve fare riducendo al minimo gli sprechi; equa in quanto deve assicurare la ripartizione fra i sempre più numerosi utilizzatori, coinvolgendo in maniera condivisa tutti gli attori e garantendo *in primis* il soddisfacimento dei fabbisogni primari di tutti i cittadini e degli ecosistemi; sostenibile perché sia al contempo salvaguardato lo stato quali-quantitativo della risorsa e dei servizi ecosistemici connessi, anche nel lungo termine. Inoltre, la

gestione della risorsa idrica richiede un approccio adattivo in cui gli effetti delle azioni pianificate devono essere costantemente monitorati per apportare gli adattamenti necessari a raggiungere gli scopi prefissati.

Il popolamento di indicatori idro-climatici sulla risorsa idrica e sul monitoraggio della siccità e dello stress idrico diventa, quindi, elemento utile a comprendere, nello spazio e nel tempo, le modifiche sul ciclo idrologico e sull'uso della risorsa indotte dai cambiamenti climatici e dalle pressioni antropiche. Inoltre, le stime del bilancio idrologico sono necessarie per quelle statistiche e per quegli indicatori standardizzati, valutati alle diverse scale spaziali, dalla locale alla nazionale, che accompagnano la definizione e la determinazione delle *performance* di strategie e programmi di sviluppo sostenibile nazionali, europei e globali.

L'importanza del quadro conoscitivo e del suo potenziamento attraverso attività di monitoraggio, analisi e condivisione di dati e informazioni è, inoltre, ampiamente riconosciuta dalle iniziative nazionali promosse dal Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica (MASE) a cui l'ISPRA partecipa, come quella degli Osservatori distrettuali permanenti sugli utilizzi idrici e quella del Piano operativo ambiente, con interventi dedicati in capo all'Istituto e alle Autorità di bacino distrettuale, o come gli investimenti del PNRR dedicati all'Osservazione della terra (PNRR Spazio IRIDE, in capo al governo nazionale) e il Sistema integrato e avanzato di monitoraggio e previsione (PNRR SIM, in capo al MASE).

Questo è l'obiettivo delle attività dell'ISPRA di caratterizzazione e valutazione a livello nazionale delle componenti del bilancio idrologico e della disponibilità naturale di risorsa idrica rinnovabile, nonché di monitoraggio della siccità, dello stress e della severità idrica, per fornire al Paese gli strumenti e le informazioni necessarie per consentire di confrontarsi sul tema delle risorse idriche e del loro uso sostenibile a livello europeo e mondiale.

Giuseppe Mascolo

Direttore

Nel momento in cui scriviamo (agosto 2024) la siccità, intesa come prolungato deficit di precipitazione, sta interessando in primo luogo la Sicilia, ma anche vaste aree del Centro-Sud Italia e della Sardegna, determinando impatti significativi e talvolta drammatici in molti settori: l'uso idropotabile non è garantito con continuità, con evidente sofferenza anche del settore turistico oltre che della popolazione in generale; l'uso irriguo è quasi ovunque limitato, con danni economici alla produzione agricola; l'uso idroelettrico e, più in generale, energetico soffre per la mancanza di risorsa, andando ad esacerbare le problematiche legate all'uso concorrenziale tra diversi portatori di interesse.

Una situazione eccezionale?

Sappiamo bene che non è così: già la siccità che ha interessato il Nord Italia nell'anno idrologico 2021-2022 (e che si è protratta fino all'inverno 2022-2023) ha messo in evidenza in modo drammatico la fragilità del nostro Paese davanti ad eventi siccitosi sempre più intensi e frequenti, fragilità che interessa tanto i sistemi di approvvigionamento idrico, quanto gli ecosistemi impattati dal fenomeno naturale in sé e dalle scelte gestionali operate.

In breve: la situazione emergenziale che sta vivendo il nostro Paese chiama ad uno sforzo collettivo indirizzato ad una migliore comprensione del fenomeno e all'individuazione di soluzioni sul breve, medio e lungo periodo. Nessuno, a nostro avviso, deve tirarsi indietro: né le Istituzioni ai diversi livelli (dal livello centrale al livello locale), né i gestori della risorsa idrica, né il mondo della ricerca. Allo stesso tempo, ciascuno dei soggetti coinvolti deve non solo contribuire con le proprie competenze, ma anche interrogarsi in maniera approfondita su come le proprie competenze possano andare a comporre un quadro conoscitivo che è di per sé complesso, frammentato e di difficile gestione.

Il presente volume, dal titolo "Siccità, scarsità e crisi idriche – Il contributo della ricerca a supporto della definizione del bilancio idrico" nasce dalle considerazioni prima riportate che sono maturate nell'ambito di un confronto tra ricercatori del Dipartimento del sistema terra e tecnologie dell'ambiente (DSSTTA) del CNR, ed in particolare dell'Istituto di ricerca sulle acque (IRSA), a seguito della crisi idrica del 2022 in Nord Italia. In quell'occasione, infatti, la Presidente del CNR, prof.ssa Maria Chiara Carrozza, invitò l'allora Direttore del DSSTTA, dott. Fabio Trincardi, a redigere, con il supporto degli Istituti afferenti al DSSTTA, un

documento d'indirizzo sulla caratterizzazione e mitigazione degli eventi siccitosi in relazione alle crisi idriche in atto. Il Direttore incaricò del coordinamento l'IRSA e il documento che ne scaturì costituì la base per l'Audizione della Presidente al Senato della Repubblica del 4 maggio 2023. Quel documento vide il contributo di moltissime ricercatrici e ricercatori dei diversi Istituti del DSSTTA, ed evidenziò la necessità impellente di "mettere a sistema" le diverse competenze presenti, dalla climatologia, all'idrologia, fino all'ingegneria e all'economia, in una prospettiva realmente "trans-disciplinare".

Da questo punto di vista, l'IRSA poté svolgere al meglio il proprio ruolo di coordinamento, proprio per le intrinseche caratteristiche "transdisciplinari" dell'Istituto che accoglie e valorizza al proprio interno competenze che coprono tutti gli aspetti quali-quantitativi del ciclo idrologico continentale, dal regime meteo-climatico fino alle tecnologie per il trattamento delle acque, passando per gli impatti sugli ecosistemi.

Da quell'esperienza nacque l'idea di costituire nell'ambito del DSSTTA un Gruppo di lavoro *ad hoc* sul tema "Siccità, scarsità e crisi idriche", coordinato dall'IRSA, che ha iniziato i propri lavori nel giugno 2023.

È apparsa subito chiara ai componenti del gruppo (componenti provenienti da tutti gli Istituti del DSSTTA) la necessità, da un lato di utilizzare un approccio olistico per inquadrare correttamente il "fenomeno siccità", dall'altro di inserire le competenze, le analisi e le proposte scaturite in un quadro molto più ampio di *governance* delle risorse idriche, un quadro quindi che non tenesse conto solo dello stato attuale della ricerca, ma anche della possibile operatività delle analisi e delle soluzioni proposte in un orizzonte temporale quantificabile in anni e non in decenni.

In sostanza il Gruppo di lavoro, e il presente volume che ne è il frutto più concreto, si è posto innanzitutto l'obiettivo di creare una relazione tra il mondo della ricerca e il mondo istituzionale legato al governo dell'acqua, relazione che fosse di ascolto e quindi di valorizzazione dei reciproci ruoli. Da qui il coinvolgimento fattivo non solo del mondo accademico ma anche di alcuni soggetti istituzionali che quotidianamente sono chiamati a prendere decisioni o a produrre analisi sulla gestione delle risorse idriche: la "Struttura di missione per il contrasto della scarsità idrica e per il potenziamento delle infrastrutture idriche" della Presidenza del Consiglio dei ministri, il Dipartimento della protezione civile, l'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale.

Scopo fondamentale del presente volume è di dare un contributo tecnico-scientifico aggiornato, partendo dallo 'stato dell'arte' e fornendo elementi concreti, per migliorare la resilienza nella gestione delle risorse idriche in occasione di eventi di siccità, riducendo al contempo gli impatti di natura ecologica e ambientale. Esso non ha la pretesa di essere esaustivo, ma vuole fornire quegli elementi tecnico-scientifici che possono supportare il lavoro di tutti i soggetti, istituzionali e non, che, con diversi ruoli, contribuiscono alla *governance* dell'acqua in Italia.

L'IRSA, che ne ha curato la redazione, ha cercato di dare il proprio contributo mettendo a disposizione le competenze dell'Istituto in un'ottica di supporto alla Pubblica Amministrazione del nostro Paese, consapevole dell'importanza che il mondo della ricerca può avere nell'ambito della gestione delle risorse idriche.

Indice

[5](#)
[21](#)

Prefazioni
Introduzione

[29](#)

1

Il bilancio idrologico, la disponibilità di risorsa idrica e il bilancio idrico

a cura di **Stefano Mariani**
Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA)

[49](#)

2

La governance dell'acqua in Italia

a cura di **Gerardo Sansone**
Presidenza del Consiglio dei ministri

[73](#)

3

Previsione, prevenzione e contrasto delle crisi idriche: il valore aggiunto della conoscenza tecnico-scientifica nelle attività di protezione civile

a cura di **Andrea Duro**
Dipartimento della protezione civile

[103](#)

4

Il regime meteo-climatico

a cura di **Stefano Federico**
CNR - Istituto di scienze dell'atmosfera e del clima (ISAC)

[145](#)

5

La criosfera

a cura di **Fabrizio de Blasi**
CNR - Istituto di scienze polari (ISP)

[201](#)

6

Il suolo e la zona insatura

a cura di **Marco Berardi**
CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)

[237](#)

7

Acque superficiali e invasi

a cura di **Luca Brocca**
CNR - Istituto di ricerca per la protezione idrogeologica (IRPI)

[267](#)

8

Acque sotterranee

a cura di **Cristina di Salvo**
CNR - Istituto di geologia ambientale e geingegneria (IGAG)
Matia Menichini
CNR - Istituto di geoscienze e georisorse (IGG)

[327](#)

9

Interazione acque continentali - acque marine

a cura di **Christian Ferrarin**
CNR - Istituto di scienze marine (ISMAR)

[349](#)

10

Le risorse idriche non convenzionali

a cura di **Domenica Mosca Angelucci**
CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)

[386](#)

11

Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse

a cura di **Marco Lauteri**
CNR - Istituto di ricerca sugli ecosistemi terrestri (IRET)
Emanuele Romano e **Ivan Portoghese**
CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)

[475](#)

12

Siccità ed ecosistemi

a cura di **Fabrizio Stefani**
CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)

[513](#)

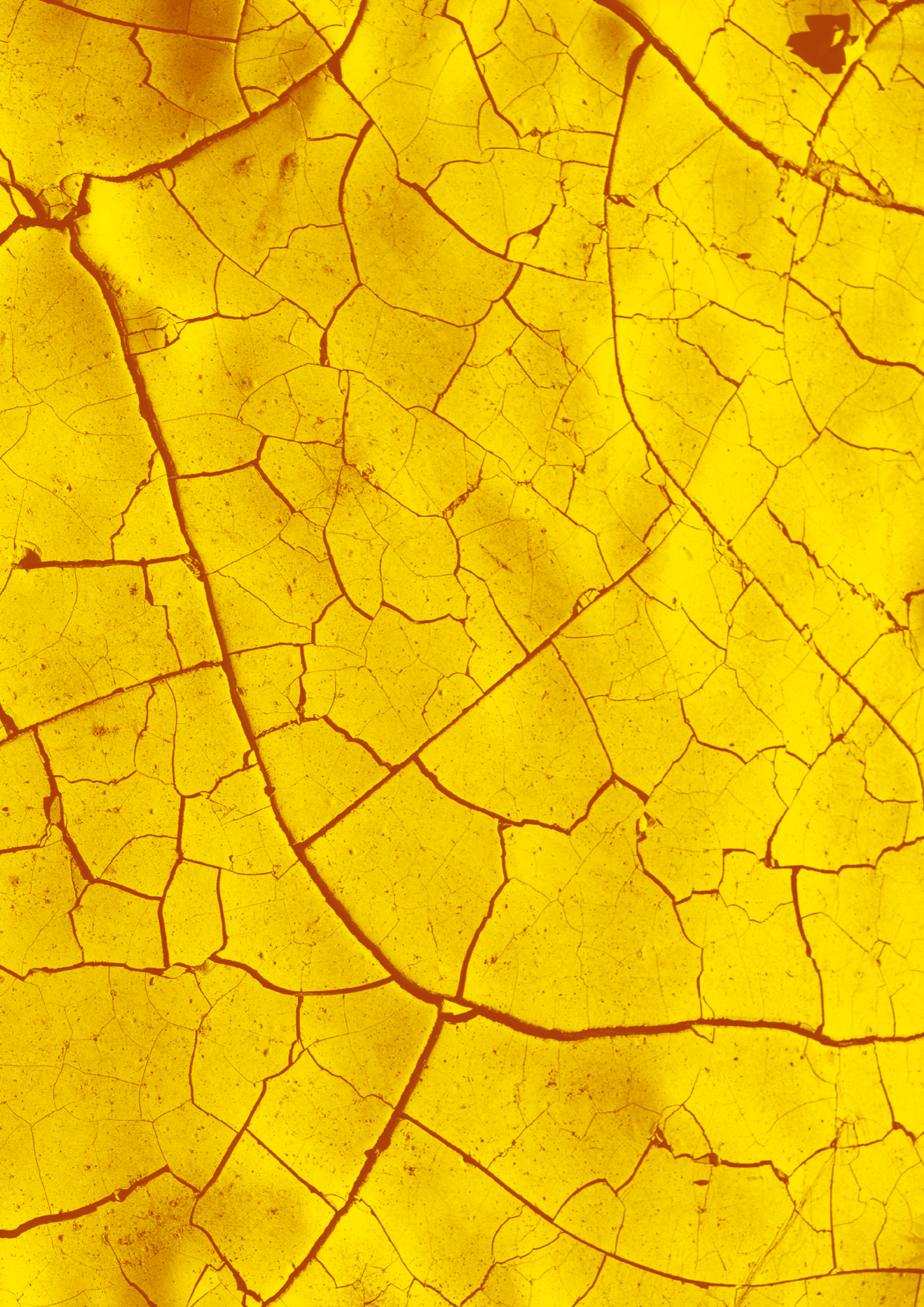
13

Siccità e Land Degradation

a cura di **Vito Imbrenda**
CNR - Istituto di metodologie per l'analisi ambientale (IMAA)

[554](#)

Conclusioni



Introduzione

Ivan Portoghese
Simona Rossetti
Emanuele Romano
CNR - IRSA

La siccità del 2022, che ha colpito in particolar modo il Nord Italia e in misura minore il Centro Italia, e la crisi idrica che ne è conseguita hanno lasciato nell'immaginario collettivo un ricordo ancora vivo per l'eccezionalità del fenomeno rispetto ai dati storici e per la portata dei danni economici prodotti. Si deve, tuttavia, allargare il campo di osservazione per analizzare le cause e individuare possibili rimedi. Negli ultimi decenni, infatti, eventi di crisi idrica hanno coinvolto larghe porzioni del territorio italiano negli anni 1997, 2002, 2007, 2012, 2017, 2022, 2024 (sebbene sia ancora in corso, il 2024 per la Sicilia può essere considerato già ora un anno di crisi idrica eccezionale) con cause e dinamiche evolutive spesso molto differenti.

Gli eventi di siccità sono, dal punto di vista statistico, periodi nei quali persiste una condizione di deficit rispetto alle condizioni normali dell'apporto meteorico, dello stato idrico del suolo o di un corpo idrico, sia esso superficiale o sotterraneo. Invece, la condizione di stress idrico si identifica col mancato soddisfacimento della domanda di acqua per le esigenze umane ed ecologiche, per un periodo di tempo solitamente limitato. Quando la condizione di stress idrico perdura nel tempo, i suoi impatti socio-economici ed ambientali si aggravano e si parla di crisi idrica. Le crisi idriche in Italia, diversamente rispetto ad altre calamità di carattere idrogeologico, non danneggiano le infrastrutture e non mettono in pericolo la vita umana, ma causano significative (talvolta drammatiche) limitazioni nell'approvvigionamento idrico civile, irriguo, industriale, e turistico e gravi perdite economiche su vaste porzioni di territorio, riducendo drasticamente la produttività, specie dei sistemi agricoli, e mettendo in difficoltà il sistema di produzione di energia.

L'Italia, come Spagna, Grecia e Portogallo, è tra i paesi in Europa più esposti al rischio di siccità in termini di popolazione esposta a stress idrico, principalmente a causa delle caratteristiche del clima e all'elevatissimo livello di consumi idrici legati alle pratiche irrigue e agli usi civili in genere. Gli eventi di siccità verificatisi in Italia negli ultimi decenni, con una frequenza caratteristica di alcuni anni, hanno evidenziato numerose criticità in tutta la filiera nella gestione delle risorse idriche in condizioni di emergenza, con gravi danni, oltre che all'economia, alla qualità ambientale dei corpi idrici superficiali e sotterranei, i quali vengono spesso sfruttati anche in deroga ai requisiti di qualità e quantità previsti dalla norma.

Appare dunque evidente che analizzare il fenomeno “siccità”, con l’obiettivo di evitare che si traduca in uno stato di crisi idrica, equivale a mettere in piedi un sistema razionale per la rappresentazione e il monitoraggio in continuo del ciclo idrologico a scala di bacino, delle disponibilità idriche dei diversi corpi idrici, dei prelievi e dei fabbisogni per gli usi antropici e per la conservazione dell’ambiente. È questo il senso dell’importanza del bilancio idrico: uno strumento condiviso tra tutti gli attori della pianificazione e della gestione la cui definizione e costante aggiornamento sono alla base delle decisioni strategiche di *governance* a breve, medio e lungo periodo.

La siccità, essendo un fenomeno naturale non può essere evitata, ma l’obiettivo della corretta pianificazione e gestione delle risorse idriche è di evitare che essa si traduca in crisi idrica nel breve termine e in crisi ambientale quando il sovrasfruttamento dei corpi idrici diviene sistematico, provocando perdite irreversibili di ecosistemi fluviali e perfluviali.

La comprensione dei fenomeni di innesco delle crisi idriche causate dalla siccità è estremamente complessa e richiede da un lato il coinvolgimento di esperti di diverse discipline tecnico-scientifiche e la collaborazione inter-istituzionale di Enti preposti alla pianificazione e gestione delle risorse, dall’altro il monitoraggio sistematico e la condivisione di dati osservativi riguardanti il ciclo idrologico, lo stato dei sistemi di accumulo e derivazione, i prelievi e i consumi idrici.

Alla complessità dei fenomeni naturali legati alle componenti climatiche, sempre più imprevedibili sotto l’effetto dei cambiamenti climatici, si associa la difficoltà di monitorare ed analizzare adeguatamente le variabili idrologiche in un contesto di ubiquitario e forte impatto antropico sui processi di flusso nei corpi idrici superficiali e sotterranei connesso a derivazioni, invasi, trasferimenti tra bacini, rilasci, emungimenti.

Altro elemento di criticità a livello nazionale è la diffusione di modelli di produzione agricola altamente dipendenti da una disponibilità abbondante e regolare di risorse idriche. Tali modelli hanno portato negli anni sia a un aumento della domanda idrica complessiva che a una sua maggiore ‘rigidità’ che espone il comparto a danni sensibili e persistenti anche in caso di diminuzioni modeste delle disponibilità.

A rendere ancor più complesso il quadro va aggiunta la vetustà delle infrastrutture idrauliche, come opere di accumulo e trasferimento, con il 25% delle opere che ha oltre 50 anni e il 60% oltre 30 anni, che si combina con la frammentazione e l’elevato numero dei soggetti istituzionali, pubblici e privati che operano la gestione delle infrastrutture di captazione e trasporto e distribuzione idrica.

Il primo documento di policy a livello europeo su siccità e scarsità idrica segue l’emanazione della Direttiva Quadro sulle Acque (WFD 2000/60) ed è del 2007 (*Addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union*), successivamente rivisto in occasione del *Bueprint for Safeguarding European Waters* del 2012. In questi documenti si fa riferimento al bilancio idrico tra disponibilità e prelievo, con lo scopo principale di preservare e migliorare lo stato ecologico dei corpi idrici. Nel 2015, con il *Guidance document on the application of water balances for supporting the implementation of the WFD* la Commissione Europea fornisce indicazioni operative sulla redazione dei bilanci idrici. Tuttavia, la redazione dei bilanci idrici nei distretti idrografici

è riconosciuta come pratica complessa e caratterizzata da forti criticità connesse, tra l’altro, alla disponibilità e affidabilità dei dati come riportato nel *Implementation of water balances in the EU. Final Report* di novembre 2023, commissionato dalla DG Ambiente della Commissione europea nell’ambito dell’*AD hoc Task Group on Water Scarcity and Drought della WFD CIS*.

Nel panorama normativo italiano, il concetto di equilibrio tra disponibilità e prelievi idrici per la tutela e conservazione dell’ambiente viene introdotto ben prima della Direttiva Quadro sulle Acque con la Legge n. 183/89, che istituiva il piano di bacino come documento essenziale della gestione delle risorse idriche (divenuto piano di gestione con l’istituzione delle Autorità di bacino distrettuali con la Legge n. 221/2015 e successivo Decreto Ministeriale n. 294/2016). La tutela dallo sfruttamento eccessivo delle risorse idriche introduce il concetto di Minimo Deflusso Vitale con il D.Lgs. n. 152/1999 per la tutela delle acque dall’inquinamento. In attuazione a tale decreto, il D.M. Ambiente 28 luglio 2004 fornisce le “Linee guida per la predisposizione del bilancio idrico di bacino, comprensive dei criteri per il censimento delle utilizzazioni in atto e per la definizione del minimo deflusso vitale” con le definizioni di bilancio idrologico e bilancio idrico. Infine, con l’entrata in vigore del Testo Unico sull’Ambiente (D.Lgs. n. 152/2006) viene stabilita l’inderogabilità degli obiettivi di qualità ambientali per i corpi idrici superficiali e sotterranei attraverso la riduzione delle pressioni agenti sugli stati qualitativo e quantitativo dei corpi idrici, evidentemente connessi tra loro.

I limiti sulle possibilità di pervenire a stime affidabili del bilancio idrico sono apparsi evidenti specialmente nel comparto dell’irrigazione, che da solo rappresenta oltre la metà dei consumi idrici, tanto che l’allora Ministero delle politiche agricole e forestali ha emesso il 31 luglio 2015, le “Linee guida per la regolamentazione da parte delle Regioni delle modalità di quantificazione dei volumi idrici ad uso irriguo” con lo scopo di uniformare i sistemi di stima e di raccolta dei dati sui consumi in agricoltura.

Insomma, come in altri settori di attività del nostro Paese, non sono le leggi ed i regolamenti tecnici ad essere inadatti o carenti, ma è la difficoltà nel tradurre le norme in pratica comune e nell’attuare in tempi ragionevoli gli interventi infrastrutturali e gestionali riconosciuti come necessari.

Anche oggi, quindi, nonostante il notevole impulso normativo e tecnico degli ultimi tre decenni, in occasione di eventi siccitosi gravi subiamo danni economici ed ambientali ingentissimi come quelli osservati nel 2022 sul circa il 50% del territorio nazionale, a testimonianza del fatto che la strada da percorrere è ancora lunga sia sul piano istituzionale che del rinnovamento infrastrutturale, inclusa la messa in esercizio di reti di misura adeguate sia per sensoristica che per piattaforme di *data-sharing*.

In questo contesto non semplice, il presente volume si propone di dare un contributo tecnico-scientifico aggiornato, partendo dallo ‘stato dell’arte’ in Italia e fornendo elementi concreti per migliorare la resilienza nella gestione delle risorse idriche e riducendo gli impatti di natura ecologica e ambientale in occasione di eventi di siccità. Esso non ha la pretesa di essere esaustivo, ma vuole fornire quegli elementi tecnico-scientifici che, possono, a giudizio degli Autori, supportare il lavoro di tutti i soggetti, istituzionali e non, che con diversi ruoli, contribuiscono alla *governance* dell’acqua.

L'opera è basata principalmente sulle attività scientifiche condotte da ricercatrici e ricercatori del Consiglio nazionale delle ricerche afferenti al Dipartimento scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente (DSSTTA) ed è arricchita dai contributi di alcune tra le principali Istituzioni nazionali operanti nella pianificazione e gestione delle risorse e infrastrutture idriche: l'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA), la "Struttura di missione per il contrasto della scarsità idrica e per il potenziamento delle infrastrutture idriche" della Presidenza del Consiglio dei ministri e il Dipartimento della protezione civile della Presidenza del Consiglio dei ministri (DPC).

Il lavoro è articolato in 13 capitoli tematici che affrontano tutti gli aspetti fondamentali legati al fenomeno della siccità e delle crisi idriche, da quelli fisici, idrologici ed ambientali a quelli legati agli utilizzi idrici e alla *governance* della risorsa in condizioni ordinarie e di emergenza. Particolare attenzione è stata posta al tema del "bilancio idrico" come strumento fondamentale per una *governance* dell'acqua basata su un monitoraggio nel tempo robusto e rappresentativo.

Proprio al tema del bilancio idrico è dedicato il Capitolo 1 (Il bilancio idrologico, la disponibilità di risorsa idrica e il bilancio idrico) curato dall'ISPRA. In questo capitolo viene presentato un quadro generale del bilancio idrologico e della disponibilità di risorsa idrica in Italia nel periodo 1953-2023, in termini di trend delle principali componenti del bilancio stesso (precipitazione, evapotraspirazione, ruscellamento superficiale, ricarica degli acquiferi), calcolate mediante il modello BIGBANG 8.0. Tale modello, sviluppato ed aggiornato da ISPRA, fornisce una valutazione a scala temporale mensile, su un grigliato con risoluzione spaziale di 1 km esteso sull'intero territorio nazionale, delle componenti del bilancio idrologico in forma distribuita. Particolare attenzione è stata posta all'analisi delle condizioni di siccità attuale e passata, analisi che ha mostrato, mediante l'utilizzo di opportuni indicatori, come, dagli anni '80 del secolo scorso, l'Italia è stata interessata, con crescente frequenza, da episodi di siccità estrema, con un trend crescente, statisticamente significativo, delle percentuali del territorio italiano soggetto a tale condizione su scala annuale. Tale condizione, destinata a peggiorare secondo le valutazioni dell'Intergovernmental Panel on Climate Change, pone per il nostro paese seri problemi di *governance* delle risorse idriche.

A questo tema è dedicato il Capitolo 2 (La *governance* dell'acqua in Italia), curato dalla "Struttura di missione per il contrasto della scarsità idrica e per il potenziamento delle infrastrutture idriche" (DPCM 4 maggio 2023). In questo capitolo sono presentati i principali riferimenti normativi che regolano la gestione delle risorse idriche in Italia, in relazione all'uso civile, agricolo e industriale. Sono inoltre presentate schematicamente le maggiori criticità che interessano la gestione dell'acqua in Italia e una disamina delle possibili azioni per il superamento di tali criticità, sia sul breve che sul medio-lungo periodo. Non si fa qui riferimento a soluzioni di tipo tecnologico, che verranno discusse nei capitoli successivi, ma ad azioni di tipo normativo che vanno a toccare aspetti finanziari e gestionali volti a migliorare la *governance* dell'acqua in Italia.

Se il Capitolo 2 fornisce una prospettiva sul medio-lungo periodo, quindi di tipo strategico, il Capitolo 3 (Previsione, prevenzione e contrasto delle crisi idriche), cu-

rato dal Dipartimento della protezione civile, focalizza l'attenzione sulle "emergenze", cioè su quelle situazioni nelle quali un periodo prolungato di assenza di precipitazioni, eventualmente esacerbato da alte temperature, determina un significativo "deficit idrico" che, a sua volta, porta ad un mancato soddisfacimento delle idroesigenze ambientali ed antropiche (le cosiddette "crisi idriche"). Nel Capitolo 3 viene descritto sinteticamente il ruolo che svolge il DPC nell'intero ciclo di gestione delle crisi idriche, e quindi nelle attività volte alla previsione, prevenzione e mitigazione dei rischi, alla gestione delle emergenze e al loro superamento. È importante sottolineare come l'approccio "proattivo" adottato dal Dipartimento si espliciti anche in un coinvolgimento della comunità scientifica, tramite i cosiddetti "Centri di competenza" (principalmente Enti e Istituti di ricerca, consorzi e strutture universitarie), cioè di soggetti che forniscono servizi, informazioni, dati, elaborazioni e contributi tecnico-scientifici in ambiti specifici.

Lungo questa linea di azione, basata su una forte sinergia operativa tra amministrazioni pubbliche e mondo della ricerca, si sviluppano tutti i capitoli successivi, di taglio tecnico-scientifico, curati dai componenti del Gruppo di lavoro "Siccità, scarsità e crisi idriche" del Dipartimento del sistema terra e tecnologie per l'ambiente. Tale Gruppo di lavoro, coordinato dall'Istituto di ricerca sulle acque del CNR, è stato istituito nel giugno 2023 con lo scopo di stimolare e favorire sinergie tra le molteplici attività del DSSTTA relative alla gestione sostenibile delle risorse idriche e alla gestione delle crisi idriche. Ne fanno parte ricercatrici e ricercatori provenienti da quasi tutti gli Istituti del Dipartimento: Istituto di scienze dell'atmosfera e del clima (ISAC), Istituto sull'inquinamento atmosferico (IIA), Istituto di scienze polari (ISP), Istituto di ricerca sugli ecosistemi terrestri (IRET), Istituto di ricerca per la protezione idrogeologica (IRPI), Istituto di ricerca sulle acque (IRSA), Istituto di geologia ambientale e geingegneria (IGAG), Istituto di geoscienze e georisorse (IGG), Istituto di scienze marine (ISMAR), Istituto di metodologie per l'analisi ambientale (IMAA).

L'ordine con il quale abbiamo elencato gli Istituti del CNR che hanno curato la stesura del volume non è casuale: a ben guardare abbraccia, da monte a valle, tutte le componenti del ciclo idrologico, dall'atmosfera al mare. Ed è questo che è necessario per inquadrare correttamente il "fenomeno siccità": un approccio olistico che sia in grado di analizzare l'evento siccitoso come un processo che si dispiega nello spazio e nel tempo con modalità che dipendono da innumerevoli fattori spesso di carattere locale, dalla meteorologia, all'idrologia e idrogeologia, fino ai sistemi di approvvigionamento idrico e all'impatto di questi sulla disponibilità di risorsa e sugli ecosistemi. Adottando tale approccio, i capitoli tecnici, dal 4 al 13, sono dedicati ai diversi comparti del ciclo idrologico interessati dal fenomeno siccità: "Il regime meteo-climatico" (Capitolo 4), "La criosfera" (Capitolo 5), "Il suolo e la zona non satura" (Capitolo 6), "Acque superficiali e invasi" (Capitolo 7), "Acque sotterranee" (Capitolo 8), "Interazione acque continentali - acque marine" (Capitolo 9), "Le risorse idriche non convenzionali" (Capitolo 10), "Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse" (Capitolo 11), "Siccità ed ecosistemi" (Capitolo 12), "Siccità e land degradation" (Capitolo 13).

Per ognuno dei capitoli menzionati è stata utilizzata una struttura comune, organizzata nei sotto-capitoli a seguire:

Monitoraggio.

Si descrivono qui le principali tecniche di monitoraggio (per la maggior parte di tipo quantitativo) relative al comparto trattato nel capitolo (atmosfera, criosfera, etc.). Particolare attenzione è posta a quelle tecniche che attualmente non sono utilizzate, o vengono utilizzate solo per scopi di ricerca, ma che potrebbero, già adesso o su un orizzonte temporale di qualche anno, essere adottate estensivamente e contribuire in tal modo ad una migliore definizione del bilancio idrico. In questo sotto-capitolo sono anche messe in evidenza, ove necessario, le eventuali carenze che caratterizzano i sistemi di monitoraggio attuali.

Regime progresso e stato attuale.

Questa sezione è dedicata ad una disanima dello stato attuale delle conoscenze relative ai trend osservati delle variabili meteo-idrologiche di interesse e del relativo stato delle risorse sul territorio italiano, nonché dell'impatto di tali trend sugli ecosistemi e in termini di *land degradation*.

Impatto del cambiamento climatico.

Si vogliono qui fornire alcuni elementi sulla possibile evoluzione su un orizzonte temporale di alcuni decenni delle variabili meteo-idrologiche di interesse e delle risorse idriche, evoluzione che certamente è determinata dal cambiamento climatico in atto, ma che dipende anche da tutti i fattori antropici legati, direttamente o indirettamente, all'utilizzo dell'acqua.

Strumenti modellistici di analisi e previsionali.

Questo sotto-capitolo fornisce elementi sui principali strumenti di tipo modellistico, già ora utilizzati o in via di sviluppo in ambito scientifico, per la rappresentazione dei processi (sia naturali che antropici) che determinano l'innescò, l'evoluzione e il termine di un evento siccitoso. La modellistica è già ora, e lo sarà ancora di più in futuro, uno strumento fondamentale a supporto della gestione delle risorse idriche sia sul breve periodo (gestione delle emergenze) che sul medio-lungo periodo (pianificazione). Un suo utilizzo consapevole e condiviso tra tutti gli attori a diverso titolo coinvolti nella gestione e pianificazione delle risorse idriche è un elemento chiave per una *governance* dell'acqua tempestiva ed efficace.

Le domande di ricerca.

Questa sezione è specificamente dedicata a ciò che ancora non sappiamo. Si prova qui a rispondere alla seguente domanda: cosa ci manca per definire meglio il bilancio idrico alle diverse scale spaziali e temporali di interesse? In alcuni casi le domande di ricerca identificate sono legate a deficit informativi: sono già ora disponibili gli strumenti tecnico-scientifici per accedere all'informazione che ci manca, ma tali strumenti non vengono applicati o vengono applicati su porzioni limitate di territorio o per periodi limitati di tempo. In altri casi, le domande di ricerca individuate sono legate a deficit di conoscenza: ad esempio, un determinato processo non è conosciuto a sufficienza o non se ne conosce l'impatto alla scala di bacino.

Il quadro complessivo che ne esce, seppur in alcuni casi frammentato (come del resto è frammentata la gestione delle risorse idriche in Italia) permette di trarre alcune conclusioni di carattere generale sul supporto che la comunità scientifica può dare ai decisori politici e, più in generale, a tutti gli attori chiamati ad agire nell'ambito della gestione sostenibile delle risorse idriche.

How to cite

Introduzione

Portoghese, I., Rossetti, S., Romano, E. 2024. "Introduzione", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 21-26. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/introduzione>



Keywords

water balance
water resource
drought
water scarcity
water stress

Parole-chiave

bilancio idrologico
risorsa idrica
siccità
scarsità idrica
stress idrico

Curatore

Stefano Mariani

Istituto superiore per la protezione
e la ricerca ambientale

Con contributi di

Istituto superiore per la protezione
e la ricerca ambientale

Giovanni Braca

Barbara Lastoria

Robertino Tropeano

Marco Casaioli

Francesca Piva

Martina Bussetini

Il bilancio idrologico, la disponibilità di risorsa idrica e il bilancio idrico

1

1.1	Introduzione	31
1.2	Il bilancio idrologico e la risorsa idrica: analisi delle loro variazioni e trend	34
1.3	Condizioni di siccità, attuale e passata	41
1.4	Referenze bibliografiche	45

*Gli Autori non sono responsabili
per ogni uso che potrebbe esse-
re fatto delle informazioni in essa
contenute.*

Il *bilancio idrologico*, inteso come valutazione quantitativa e confronto, per una specifica scala spaziale e temporale, dei flussi e degli stock naturali nelle diverse forme (liquida, solida, gassosa) in cui si manifesta l'acqua nel suo ciclo sulla terra, dal sottosuolo alla superficie sino agli strati dell'atmosfera, costituisce il presupposto conoscitivo essenziale per una gestione sostenibile della risorsa idrica, per garantire un accesso equo all'acqua e per soddisfare le necessità degli ecosistemi naturali.

In ambito normativo, con il decreto 28 luglio 2004 del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio recante le "Linee guida per la predisposizione del bilancio idrico di bacino, comprensive dei criteri per il censimento delle utilizzazioni in atto e per la definizione del minimo deflusso vitale, di cui all'articolo 22, comma 4, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152", è stata proposta una definizione di *bilancio idrologico* come "comparazione, nel periodo di tempo considerato e con riferimento ad un determinato bacino o sottobacino, superficiale o sotterraneo, tra afflussi e deflussi naturali, ovvero deflussi che si avrebbero in assenza di pressione antropica". Con questa definizione è sottolineata la naturalità della circolazione idrica superficiale e sotterranea generata dagli afflussi in contrapposizione con la definizione di *bilancio idrico*, che è definito, invece, come "comparazione, nel periodo di tempo considerato, fra le risorse idriche (disponibili o reperibili) in

un determinato bacino o sottobacino, superficiale o sotterraneo, al netto delle risorse necessarie alla conservazione degli ecosistemi acquatici ed i fabbisogni per i diversi usi (esistenti o previsti)", nel quale interviene la componente antropica a modificare la circolazione idrica per il soddisfacimento dei fabbisogni.

Alla definizione di bilancio idrico è sottintesa la definizione di risorsa idrica per la cui disamina si rimanda a Braca et al. (2021), dove si adotta per le valutazioni a scala nazionale del bilancio idrologico la definizione utilizzata dalle istituzioni internazionali (FAO, UNEP, UNSD, UNECE, OCSE, Eurostat, EAA, etc.). Questa fa riferimento al concetto di *risorsa idrica naturale rinnovabile* (*renewable freshwater resource*, nella letteratura anglosassone) prodotta naturalmente nel territorio di riferimento esclusivamente dalle precipitazioni che, al netto dell'evapotraspirazione, sono cadute all'interno dello stesso territorio (*internal flow*), e a cui si somma l'eventuale contributo di risorsa naturale proveniente dall'esterno del territorio (*actual external inflow*).

Il bilancio idrologico e il bilancio idrico costituiscono gli strumenti che consentono una gestione sostenibile della risorsa idrica e, in particolari situazioni di siccità e scarsità idrica, risultano indispensabili anche per adottare una gestione adattiva in cui, data la complessità e l'incertezza dei fenomeni in gioco, gli

effetti delle azioni pianificate devono essere costantemente monitorati per apportare gli aggiustamenti necessari a raggiungere gli scopi prefissati.

Al fine di una gestione adattiva e sostenibile delle risorse idriche è necessario individuare le aree soggette a elevato stress idrico e i fattori antropici e climatici, compresi i cambiamenti climatici in atto, che determinano una ridotta disponibilità di risorsa utile per le diverse finalità ambientali e socio-economiche. Diversi sono i termini e le locuzioni con le quali si identificano queste situazioni critiche che tuttavia, sebbene siano spesso usate come sinonimo, differiscono per alcuni aspetti. Nell'ambito operativo istituzionale, a cui qui si fa riferimento, si adottano le definizioni utilizzate nel contesto europeo di implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque - DQA 2000/60/CE (*Water Framework Directive - WFD* e *Common Implementation Strategy - CIS*) e di gestione della siccità e della scarsità idrica (EEA, 2021; Schmidt et al., 2012), assunte a livello nazionale e di distretto idrografico negli Osservatori distrettuali permanenti sugli utilizzi idrici (Mariani et al., 2018; Mariani et al., 2020).

Si parla di *siccità* come di quella condizione meteorologica naturale e temporanea in cui si manifesta, per un tempo sufficientemente lungo e su una area sufficientemente vasta, una sensibile riduzione della quantità di precipitazioni rispetto ai valori attesi (i cosiddetti valori medi o climatologici di riferimento) tale da determinare, in relazione alla sua durata ed entità, significativi effetti negativi sull'ambiente, sulle persone e sulle attività socio-economiche. In linea di principio, si tratta di un fenomeno naturale legato alla variabilità del ciclo idrologico e, in particolare, alla variabilità spatio-temporale delle precipitazioni, sebbene il cambiamento climatico intervenga modificandone frequenza, intensità e persistenza.

La siccità è un fenomeno che presenta caratteristiche differenti nelle componenti del ciclo idrologico, che, a loro volta, producono impatti diversi. In relazione agli effetti prodotti, la siccità viene, in generale, classificata in quattro categorie (Wilhite, 2000; WMO, 2006).

Siccità meteorologica: si riferisce a una diminuzione relativa delle precipitazioni.

Siccità agricola: è legata al deficit idrico nel suolo che influisce sulla crescita delle colture.

Siccità idrologica: considera la scarsità di risorse idriche nel suolo, nei corsi d'acqua e nelle falde acquifere.

Siccità socio-economica e ambientale: è l'insieme degli impatti che si manifestano come uno squilibrio tra la disponibilità della risorsa e la domanda per le attività economiche (agricoltura, industria, turismo, etc.), per gli aspetti sociali (alimentazione, igiene, attività ricreative, etc.) e per la conservazione degli ecosistemi.

Nella valutazione degli episodi di siccità è importante considerare aspetti quali la severità, intesa come scostamento del deficit di precipitazione dai valori attesi, la durata e la frequenza di accadimento (si veda ad esempio, Yevjevich, 1967; Rossi et al., 1992). La gravità di un episodio siccitoso può essere ulteriormente caratterizzata in termini di intensità e magnitudine (Braca et al., 2023). La prima caratteristica si riferisce al grado massimo di severità raggiunto nel corso dell'evento, la seconda è ottenibile come media o integrale delle singole severità associate all'episodio di siccità.

Lo *stress idrico* è, invece, quella condizione che si identifica col mancato soddisfacimento della domanda di acqua per le esigenze umane ed ecologiche. Oltre alla mancanza d'acqua, considera anche la qualità delle acque, i deflussi ecologici (*e-flow*) e l'accessibilità all'acqua. In definitiva, un'area (ad esempio, un bacino idrografico) è in uno stato di stress idrico quando la disponibilità della risorsa non è sufficiente a soddisfare pienamente le esigenze ambientali, sociali ed economiche, sia in termini di qualità sia di quantità.

Per *scarsità idrica* si intende quella condizione in cui lo stress idrico è causato da fattori antropici e che si verifica frequentemente o ha una durata a medio termine (ad esempio, stagionale, annuale o pluriennale). La condizione di scarsità idrica può essere ulteriormente aggravata da periodi siccitosi e cioè di deficit di precipitazione. Il verificarsi di siccità aggrava gli impatti della scarsità d'acqua sia sugli ecosistemi sia sulle condizioni socio-economiche.

È necessario, pertanto, sottolineare la differenza tra stress idrico/scarsità idrica, che identifica la situazione antropogenica in cui le risorse disponibili non sono sufficienti a soddisfare i fabbisogni civili, irrigui,

industriali e finanche quelli ecosistemici, e siccità, che è invece un fenomeno naturale temporaneo, seppur diventato più frequente negli ultimi decenni, che si verifica se le precipitazioni nel periodo sono sensibilmente inferiori rispetto alla climatologia di riferimento dell'area considerata.

La stima dello stress idrico o della scarsità idrica è quindi legata a considerazioni sull'equilibrio del bilancio idrico, ossia è valutata mediante indicatori che misurano il rapporto in percentuale tra il prelievo di risorsa idrica (o l'uso o il consumo di acqua) e le risorse idriche rinnovabili disponibili. Non sempre questi indicatori tengono anche in considerazione i fabbisogni ambientali, ovvero i deflussi ecologici.

Con il termine di *crisi idrica* ci si riferisce, invece, a quella situazione di stress idrico che produce significativi effetti e che dovrebbe indurre gli enti responsabili della gestione ad avviare interventi e misure utili per mitigare gli impatti attesi, mentre con il termine di emergenza idrica si intende quella situazione di grave ed estesa stress idrico per la quale si rendono necessari interventi esterni di carattere operativo e normativo (ad esempio, da provvedimenti delle autorità preposte, quali Prefetture, Protezione Civile, etc.).



Il bilancio idrologico e la risorsa idrica:

analisi delle loro variazioni e trend

La stima del bilancio idrologico consente di definire e mantenere l'equilibrio tra disponibilità naturale di risorsa idrica rinnovabile e fabbisogni per i diversi usi (civile, agricolo e industriale, ecosistemico), evitando il sovrasfruttamento e il depauperamento delle risorse, sempre più a rischio a causa dei cambiamenti climatici e delle pressioni antropiche. Lo studio delle componenti del bilancio idrologico, la valutazione delle loro tendenze, il calcolo di indicatori idro-climatici e di statistiche su di esse basate costituiscono il presupposto per una gestione operativa, sostenibile e adattiva delle risorse idriche e consentono, altresì, di far fronte agli obblighi di reporting e contabilità ambientale dettati dalle politiche e dalle strategie nazionali, europee e globali di sviluppo sostenibile e di adattamento ai cambiamenti climatici. Gli aspetti quantitativi messi in evidenza dal bilancio idrologico, specie ad altissima risoluzione spazio-temporale, concorrono a definire il buono stato ambientale delle acque, obiettivo obbligatorio previsto dalla WFD, che impone altresì un monitoraggio quantitativo continuativo dei corpi idrici, inclusi i prelievi. Tale monitoraggio, di competenza regionale, è tuttora solo parzialmente effettuato. La stessa normativa nazionale obbliga le Autorità di bacino distrettuale, le Regioni e le Province Autonome alla stima dei bilanci idrici (Artt. 95 e 145 del D.Lgs. 152/2006 e s.m.i.).

La prima caratterizzazione omogenea alla scala nazionale delle componenti del bilancio idrologico, relativa al periodo

1921-1950, risale agli anni '70 del secolo scorso, in occasione della prima Conferenza nazionale delle acque (CNA). Solo a partire dal 2017, l'Istituto superiore per la protezione e ricerca ambientale (ISPRA), nell'ambito delle proprie attività nazionali di idrologia operativa, ha sviluppato e reso operativo un modello, denominato BIGBANG - Bilancio Idrologico Gis BASEd a scala Nazionale su Griglia regolare (Braca et al., 2021; Braca et al., 2023; si veda anche https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/BIGBANG_ISPRA.html), per la valutazione a scala temporale mensile, su un grigliato con risoluzione spaziale di 1 km sull'intero territorio nazionale, delle componenti del bilancio idrologico in forma distribuita, sulla base dell'equazione:

$$P - E = R + G + \Delta V$$

dove P è la precipitazione totale, E è l'evapotraspirazione reale, R è il ruscellamento, G è la ricarica degli acquiferi e ΔV è la variazione dei volumi idrici immagazzinati nel suolo e nella copertura nivale. Il modello BIGBANG si basa sull'uso di dati e layer ufficiali disponibili a livello regionale, nazionale ed europeo, con copertura omogenea a scala nazionale, e le sue stime sul bilancio idrologico e sulla disponibilità naturale della risorsa idrica si propongono come naturale proseguimento di quanto determinato nella CNA coprendo, pertanto, il periodo successivo al 1951. Tali stime si estendono, allo stato attuale, fino al 2023 e sono oggetto di continuo aggiornamento.

Attraverso il modello BIGBANG è, quindi, possibile avere sull'intero territorio

nazionale stime continue nel tempo e distribuite nello spazio delle componenti di bilancio e delle principali grandezze idrologiche derivate. L'implementazione in ambiente GIS del modello consente di "ritagliare" le stime su qualunque ambito territoriale (preferibilmente > 100 km²) di riferimento (come, ad esempio, i distretti idrografici) e "aggregare" facilmente a qualunque scala temporale multipla del mese (trimestrale, stagionale, semestrale, annuale), ovvero effettuare medie su qualunque periodo di interesse (ad esempio, LTAA - Long-term annual average).

La disponibilità di stime su un così lungo asse temporale consente, inoltre, di poter effettuare una grande varietà di valutazioni e di definire una vasta gamma di indicatori idro-climatici, robusti dal punto di vista sia statistico sia idrologico, utili a una completa caratterizzazione della risorsa idrica (sul calcolo e l'utilizzo di indicatori nell'ambito della gestione delle risorse idriche si vedano anche i paragrafi 11.5 e 11.6). Il quadro conoscitivo è ulteriormente arricchito dalla possibilità di analizzare le condizioni di stress a cui è soggetta la risorsa idrica, abbinando alle stime del BIGBANG le informazioni sui prelievi, sulle restituzioni e sulle idro-esigenze ambientali, nonché di valutare l'impatto sul ciclo idrologico, presente e futuro, dei cambiamenti climatici (ad esempio, attraverso scenari di emissioni dei gas a effetto serra) e delle pressioni antropiche (ad esempio, attraverso scenari di consumo di suolo).

In termini di precipitazioni annue, l'Italia potrebbe apparire un territorio ricco di afflussi meteorici rispetto ad altri Paesi europei. Tuttavia, le analisi per trentenni climatologici successivi condotte dall'ISPRA (Braca et al., 2021; Braca et al., 2023; Braca et al., 2024), sulla base delle stime prodotte dal modello BIGBANG (attualmente alla sua versione 8.0) e del dato storico 1921-1950 della CNA, hanno evidenziato

una riduzione della precipitazione totale annua media, sebbene con una leggera inversione di tendenza nell'ultimo trentennio climatologico (Fig. 1.1). A fronte di una media annua storica per il 1921-1950 di 990 mm (corrispondenti a circa 297 miliardi di m³), nell'ultimo trentennio climatologico 1991-2020 si è osservata a scala nazionale una precipitazione totale annua media di 944.4 mm (285.3 miliardi di m³) e sul lungo periodo 1951-2023 una precipitazione totale annua media nazionale di 949.5 mm (286.8 miliardi di m³).

La situazione nei successivi anni 2021, 2022 e 2023 non è stata migliore, con afflussi meteorici inferiori alle medie relative sia all'ultimo trentennio climatologico sia al lungo periodo 1951-2023 (Fig. 1.1). Il minimo storico si è avuto nel 2022, quando la precipitazione totale annua ragguagliata al territorio nazionale è stata stimata in 719.1 mm (217.2 miliardi di m³), corrispondente a circa il -24% rispetto sia alla LTAA 1951-2023 e sia alla media 1991-2020. D'altra parte, le precipitazioni mensili nel 2022 hanno fatto registrare per tutti i mesi una diminuzione, con un valore minimo nel mese di ottobre del -61% rispetto alla media del periodo, a eccezione dei mesi di agosto, settembre e novembre. Anche la distribuzione spaziale delle precipitazioni annue sul territorio nazionale nel 2022 è stata molto diversa da quella media di lungo periodo (Fig. 1.2). Il rapporto tra la precipitazione del 2022 e la media di lungo periodo ha evidenziato un diffuso deficit di precipitazione che ha raggiunto il suo massimo (in valore assoluto) nel Nord-Ovest, con scarti anche dell'ordine del -50%, che significa meno della metà della precipitazione annua media. Unitamente alla scarsità delle precipitazioni, il 2022 è stato caratterizzato anche da una copertura nevosa esigua rispetto agli ultimi decenni, con valori notevolmente inferiori alle medie di riferimento, come evidenziato dalle elaborazioni regionali e

da quelle nazionali del Dipartimento della protezione civile (SNPA, 2023).

Il deficit di precipitazione è stato, in parte, meno severo nel 2023 (Braca et al., 2024) grazie all'elevato volume di precipitazioni che si è riversato nel mese di maggio, stimato in circa 49 miliardi di m³, che è stato, a livello nazionale, più del doppio di quello che mediamente caratterizza lo stesso mese, stimato in circa 23 miliardi di m³ sul lungo periodo 1951-2023 (Fig. 1.3).

Nel mese di maggio, in Emilia-Romagna, in Sicilia e in minor parte in Calabria, si sono registrati localmente valori cumulati di pioggia addirittura superiori di oltre sei volte le medie del periodo. In particolare, tale estrema piovosità e la sua concentrazione nella prima metà del mese sono stati la causa dei tragici eventi alluvionali in Emilia-Romagna, con vittime e ingenti danni a persone, territori e attività economiche.

Figura 1.1

Precipitazione totale annua media sull'Italia, riportata per medie climatiche trentennali successive e come LTAA sul periodo 1951-2023 e dato per gli anni 2021, 2022 e 2023. Elaborazione dell'ISPRA su dati di precipitazione degli uffici meteorologici regionali e delle province autonome e quelli storici del soppresso Servizio idrografico e mareografico nazionale (mediante la versione 8.0 del BIGBANG) per il periodo 1951-2023 e dato storico 1921-1950 da CNA, pubblicato nel 1972.

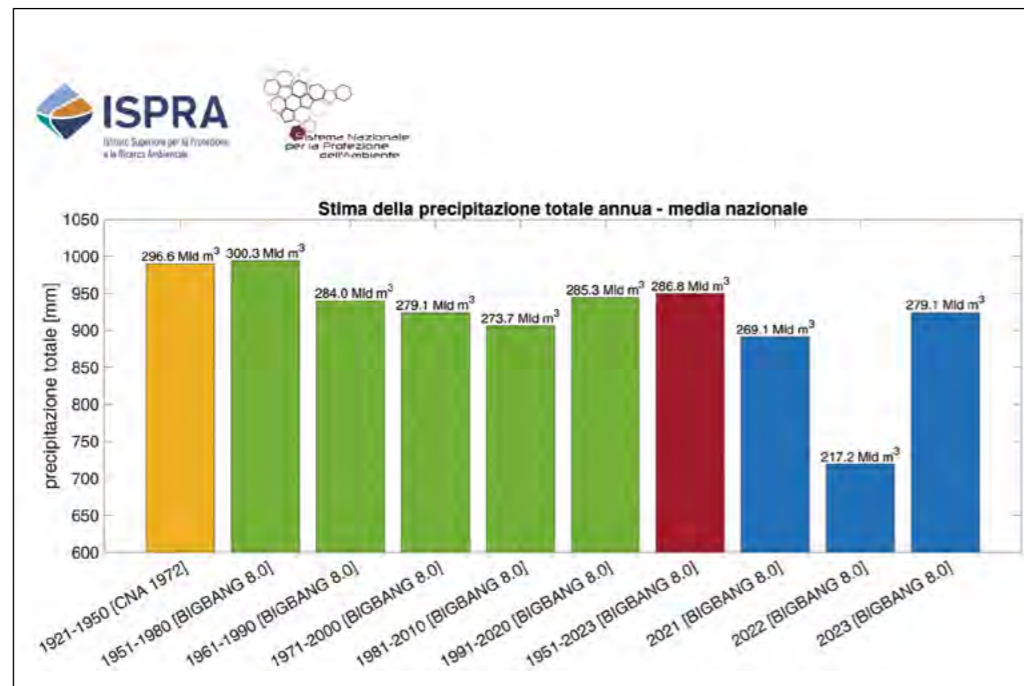
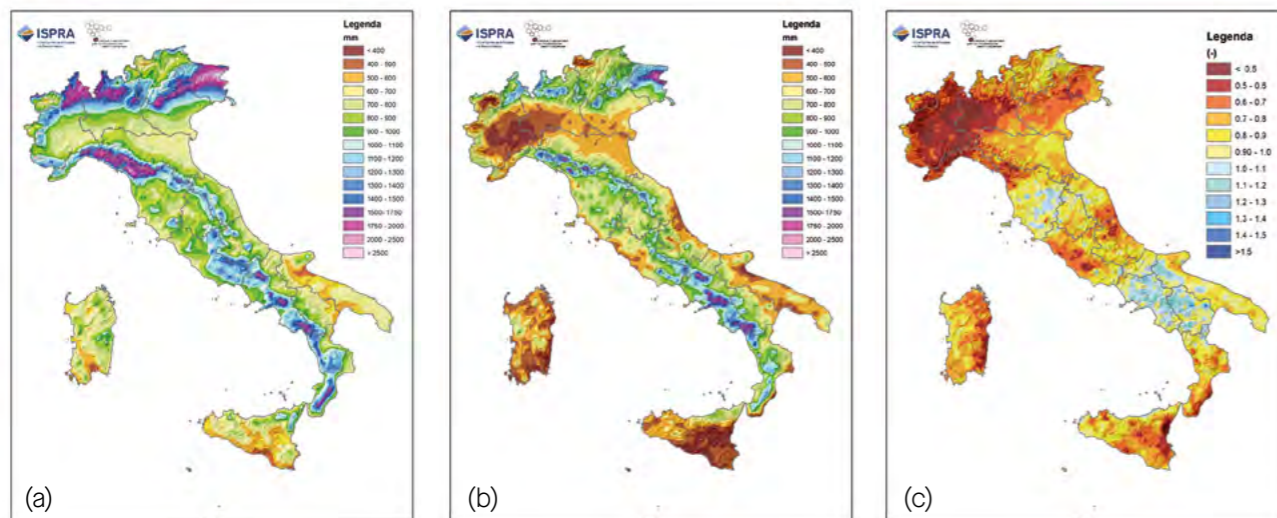


Figura 1.2

Distribuzione spaziale dell'altezza di precipitazione: (a) LTAA sul periodo 1951-2022; (b) Precipitazione annua relativa al 2022; (c) Rapporto tra l'altezza di precipitazione annua del 2022 e quella media del periodo 1951-2022. Elaborazioni dell'ISPRA su dati di precipitazione degli uffici meteorologici regionali e delle province autonome e quelli storici del soppresso Servizio idrografico e mareografico nazionale.



Altro elemento climatico caratterizzante il territorio nazionale sono le anomalie positive di temperature, registrate sia alla scala mensile sia a quella annuale. Infatti, a partire dal 2000, le anomalie della temperatura media in Italia sono state quasi sempre positive rispetto al riferimento del trentennio climatologico 1991-2020, fatta eccezione i quattro anni 2004, 2005, 2010 e 2013 (SNPA, 2023). In particolare, il 2022, l'anno del minimo storico della precipitazione, è risultato essere anche l'anno più caldo della serie dal 1961, con una marcata anomalia positiva di temperatura media di +1.23 °C, superando di 0.58 °C il precedente record assoluto del 2018 e di ben 1.0 °C il valore del precedente anno 2021 (SNPA, 2023). All'anomalia positiva della temperatura media annuale del 2022 ha contribuito in maniera più marcata l'estate, con in particolare il picco di +3.09 °C registrato nel mese di giugno. Nel 2023 la situazione non è migliorata, con una anomalia a scala nazionale della temperatura media di +1.14 °C, rispetto all'ultimo trentennio climatologico (SNPA, 2024).

Questi elevati valori di temperatura hanno determinato, specie negli ultimi anni,

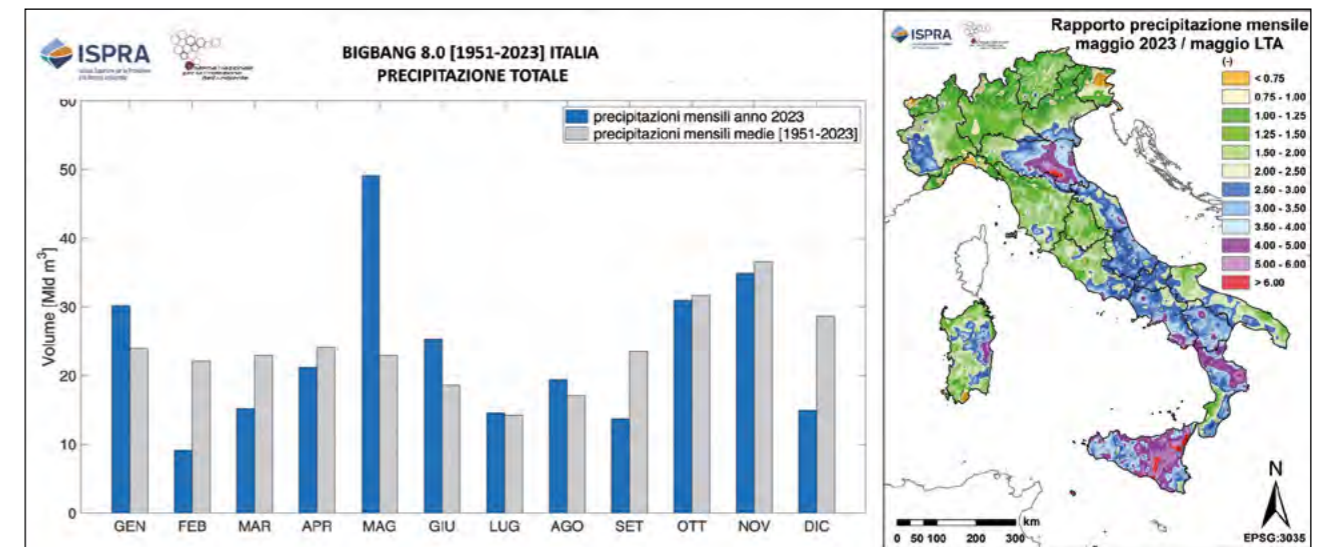
alti valori della percentuale di evapotraspirazione rispetto alla precipitazione, raggiungendo quasi il 70% nel 2022 (valore massimo della serie dal 1951; si veda Braca et al., 2023) e quasi il 60% nel 2023 (Braca et al., 2024), rispetto a una media annua del 53% a scala nazionale (Fig. 1.4). L'aumento delle temperature sta determinando non solo l'incremento dell'evaporazione, ma anche la crescita dei consumi idrici nel settore irriguo e potabile e il contestuale aumento della richiesta d'acqua per le centrali idroelettriche, anche per la domanda di energia elettrica dovuta alla necessità del raffrescamento degli edifici (si veda, ad esempio, https://climate.ec.europa.eu/climate-change_it).

Le valutazioni del bilancio idrologico annuo per l'ultimo decennio sono riportate in Figura 1.5 (si veda https://groupware.sinanet.isprambiente.it/bigbang-data/library/bigbang_80 per l'accesso alle stime complete per il periodo 1951-2023).

Limitatamente agli ultimi tre anni si può osservare quanto segue. In base alle stime prodotte dal modello BIGBANG, nel 2021, l'aliquota totale annua delle precipi-

Figura 1.3

Precipitazione totale per l'anno 2023: (a) Distribuzione mensile e confronto con la corrispondente precipitazione mensile media sul periodo 1951-2023 (LTA-Long-term average); (b) Rapporto tra la precipitazione mensile di maggio e la media mensile di maggio LTA. Elaborazioni dell'ISPRA su dati di precipitazione degli uffici meteorologici regionali e delle province autonome e quelli storici del soppresso Servizio idrografico e mareografico nazionale.



zioni che, attraversando lo strato superficiale del terreno, va ad alimentare le acque sotterranee (infiltrazione), valutata in circa 214 mm, è stata in linea con la corrispondente LTAA, registrandosi difatti uno scostamento del -2% su scala nazionale. Nel 2022, la stima dell'infiltrazione totale annua è stata invece di circa 97 mm, con uno scostamento dell'ordine del -55% dalla media del periodo 1951-2022. Infine, il contributo alla ricarica degli acquiferi per il 2023 è stato valutato in circa 176 mm, con uno scostamento del -19% dalla media del periodo 1951-2023. La riduzione dell'infiltrazione per gli anni 2022 e 2023 è spiegabile dalla forte riduzione delle precipitazioni che ha interessato l'Italia in queste due annate. In particolare, nel 2022, tale riduzione ha riguardato tutto il periodo gennaio-luglio. Si rileva, inoltre, mediante il test di Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975), un trend decrescente, statisticamente significativo al 5%, del valore totale annuo dell'infiltrazione nel periodo 1951-2023, così come calcolato nel modello BIGBANG. Al trend decrescente dell'infiltrazione contribuisce anche l'aumento del consumo di suolo che riduce l'infiltrazione. Un trend negativo comporta in prospettiva una riduzione della disponibilità di risorsa idrica rinnovabile.

Per quanto riguarda l'aliquota di precipitazione che non è infiltrata o trattenuta dal suolo, nel 2021 le stime del BIGBANG mostrano che il rapporto tra il volume annuo del ruscellamento superficiale e il volume annuo di precipitazione (indice di *runoff*) è risultato in termini percentuali uguale al 28.0%, superiore al valore medio del 25.1% di lungo periodo, mentre nel 2022, anno soggetto a una persistente siccità e ad alte temperature, il valore è risultato pari al 18.5%, ossia inferiore al valore medio di lungo periodo. Per contro, nel 2023, questo rapporto è risultato essere uguale al 23.7% e, quindi, di nuovo inferiore alla media calcolata sul lungo periodo 1951-2023. Ciò significa che solamente il 23.7% della precipitazione totale annua (stimata in 279.1 miliardi di m³) si è trasformata direttamente in ruscellamento (66.1 miliardi di m³). Analizzando l'indice di *runoff* sull'intero periodo per il quale sono disponibili le stime del BIGBANG si osserva un leggero trend decrescente, che non è però statisticamente significativo sulla base del test di Mann-Kendall, con un livello di significatività del 5%. Questo trend è ascrivibile a due fattori, che sono l'aumento della temperatura e dell'impermeabilizzazione dei suoli (consumo di suolo), che agiscono in

senso contrario. Da una parte, la temperatura media presenta un andamento crescente, dovuto al cambiamento climatico, che produce, a causa del conseguente aumento della quota di evapotraspirazione, una riduzione della disponibilità di risorsa idrica e quindi dell'aliquota della precipitazione che si trasforma in ruscellamento. Dall'altra parte, l'aumento dell'impermeabilizzazione dei suoli produce sul ruscellamento l'effetto contrario.

Inoltre, l'analisi idro-climatica a livello nazionale condotta dall'ISPRA mediante il modello BIGBANG ha evidenziato da di-

versi anni un trend decrescente, statisticamente significativo, della disponibilità media annua della risorsa idrica rinnovabile (Fig. 1.6) che si produce naturalmente dalle precipitazioni cadute all'interno del territorio nazionale al netto dell'evapotraspirazione (il cosiddetto *internal flow*). La causa primaria è da ricercare nell'impatto dei cambiamenti climatici sul ciclo idrologico e sull'andamento crescente delle temperature, che producendo un incremento dell'aliquota delle precipitazioni che evapotraspira ne riduce l'aliquota che rimane sul suolo e nel sottosuolo.

Figura 1.4

Serie storica 1951-2023 del rapporto percentuale, a scala annuale, tra precipitazione (P) ed evapotraspirazione (E), media del rapporto (linea tratteggiata) e linea di tendenza del rapporto (linea continua). Elaborazione dell'ISPRA mediante BIGBANG 8.0 su dati degli uffici idro-meteorologici regionali e delle province autonome e quelli storici del soppresso Servizio idrografico e mareografico nazionale.

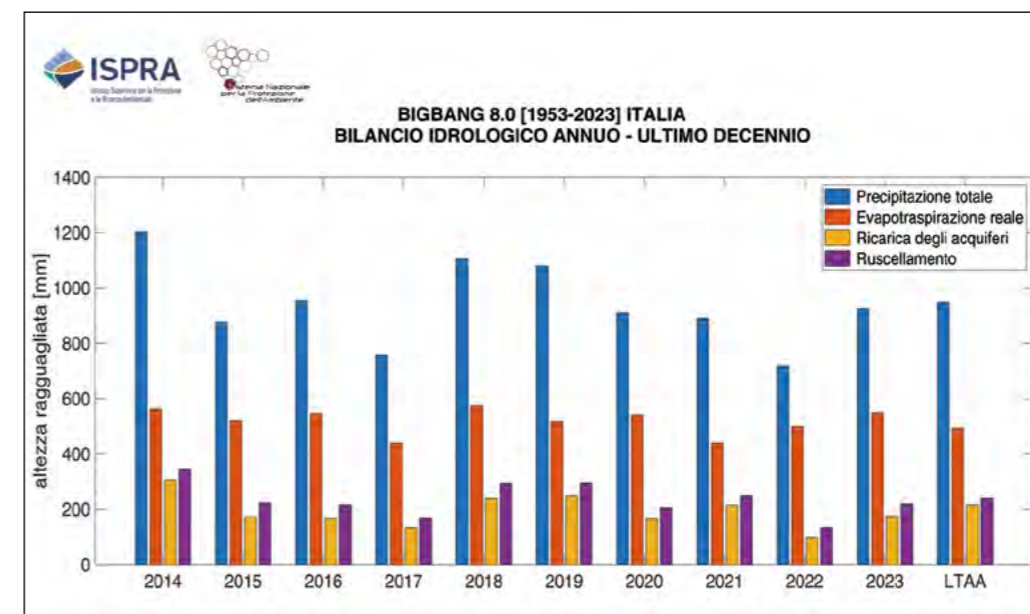
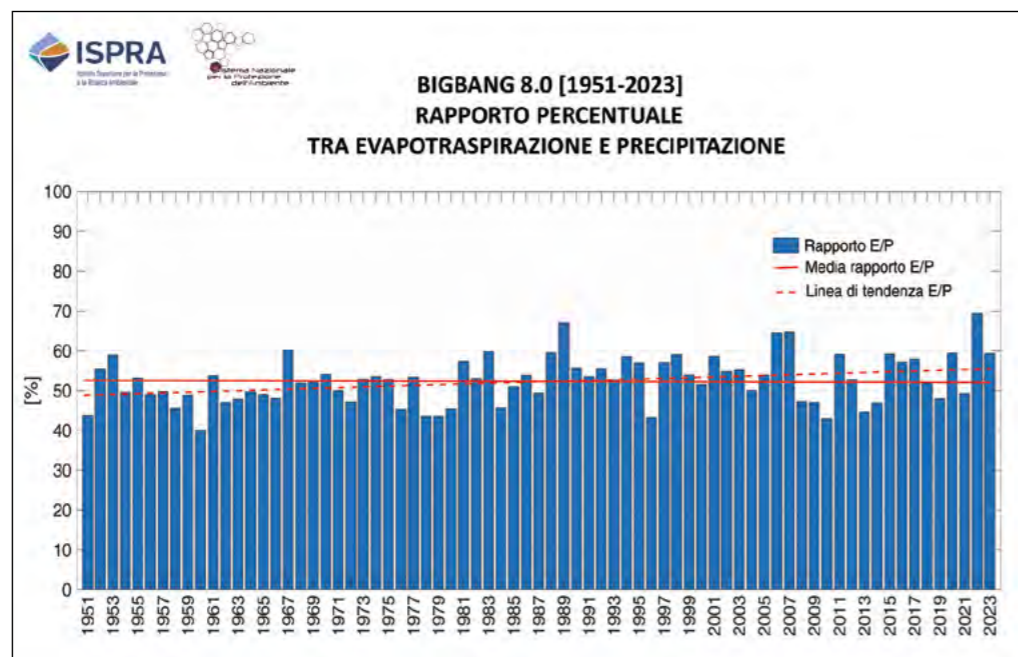


Figura 1.5

Bilancio idrologico nazionale su scala annuale per l'ultimo decennio 2014-2023, con indicazione della LTAA per le quattro componenti del bilancio. Elaborazione dell'ISPRA mediante il modello BIGBANG, versione 8.0, su dati degli uffici idro-meteorologici regionali e delle province autonome e quelli storici del soppresso Servizio idrografico e mareografico nazionale.

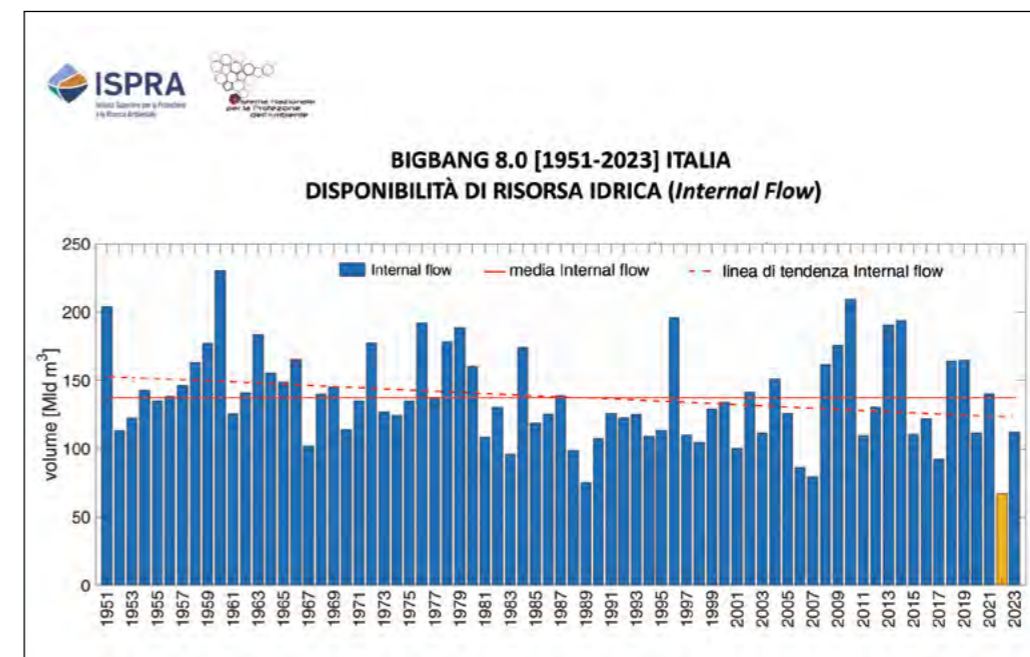


Figura 1.6

Serie storica 1951-2023 della disponibilità naturale della risorsa idrica rinnovabile interna (*internal flow*), media (linea tratteggiata) e linea di tendenza (linea continua). In giallo è riportato il dato relativo al 2022. Elaborazione dell'ISPRA mediante il modello BIGBANG, versione 8.0, su dati degli uffici idro-meteorologici regionali e delle province autonome e quelli storici del soppresso Servizio idrografico e mareografico nazionale.

Gli scenari futuri delineano per l'Italia una complessiva riduzione del volume delle precipitazioni annue e un aumento delle temperature, che dovrebbero riflettersi in una complessiva riduzione del volume associato all'*internal flow* annuo (Braca et al., 2019; Mariani et al., 2020). Il 2022 caratterizzato da siccità estrema e severa e da alte temperature (Braca et al., 2023; SNPA, 2023), che hanno condotto a un record negativo di disponibilità di risorsa idrica dal 1951 ad oggi, è da considerarsi un possibile esempio di tale scenario futuro.

La quantità di risorsa idrica rinnovabile nel 2022, stimata in 221.7 mm (67 miliardi di m³), è risultata ridotta di circa il 52% rispetto alla LTAA e di circa il 50% rispetto alla media annua dell'ultimo trentennio climatologico 1991-2020 (Braca et al., 2023). Questa situazione di deficit, sebbene manifestata con valori sempre molto elevati rispetto alla media di riferimento, ha però interessato in maniera differenziata le diverse aree del territorio nazionale (Fig. 1.7). A livello distrettuale, il dato peggiore di deficit di risorsa idri-

ca è stato quello del Distretto idrografico della Sicilia, con -81.7% rispetto al trentennio climatologico 1991-2020, a seguire il Distretto della Sardegna, con -68.3%, e il Distretto del fiume Po, con -65.9% (Distretto che è stato condizionato da severità idrica alta dal 20 giugno al 20 settembre 2022; si veda https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/SeverIdrica.html). Il valore migliore in termini di deficit è quello del Distretto idrografico dell'Appennino Meridionale, che comunque è stato soggetto a un ragguardevole deficit di disponibilità, con una stima di -24.7% rispetto alla media 1991-2020.

Nel 2023, con i suoi 372.2 mm, corrispondenti a 112,4 miliardi di m³ sul territorio nazionale, la disponibilità di risorsa idrica, nonostante in ripresa rispetto al minimo storico del 2022 (quasi un +68%), ha fatto comunque registrare una riduzione a livello nazionale del 18.4% rispetto alla media annua del lungo periodo 1951-2023 e del 15.8% rispetto al trentennio climatologico 1991-2020.

Condizioni di siccità, attuale e passata

La siccità che ha colpito l'Italia nel corso del 2022 ha interessato, in particolare, le regioni centro-settentrionali, in cui si sono riscontrate situazioni di siccità severa ed estrema (grave deficit di precipitazione). Nelle aree nord-occidentali del paese si sono registrati deficit di precipitazione già a partire dalla fine del 2021, che sono perdurati fino all'inizio del 2023. In Piemonte, una delle aree più colpite, nel corso del 2022 si è registrata, a scala regionale, un'anomalia negativa di precipitazione del 41%, rispetto al dato di riferimento del trentennio climatologico 1991-2020 (fonte: ARPA Piemonte, Osservatorio permanente sugli utilizzi idrici del distretto idrografico del fiume Po; si veda <https://www.adbpo.it/osservatorio-permanente/>). La situazione non è molto migliorata nei primi quattro mesi del 2023, considerato che le piogge registrate in Piemonte fino alla fine di aprile hanno fatto segnare un -50%, sempre rispetto all'ultimo trentennio climatologico. Lo scenario è, invece, cambiato a maggio 2023 (si veda Figura 1.3), quando le abbondanti precipitazioni hanno fatto sì che il deficit medio di pioggia da inizio anno solare si riducesse a circa -7%. Nei Capitoli successivi, alcuni elementi di dettaglio dell'evento siccitoso 2021-2022 nel bacino del fiume Po, sia in relazione agli aspetti meteo-climatici e idrologici, sia in relazione agli utilizzi, vengono presentati in box specifici.

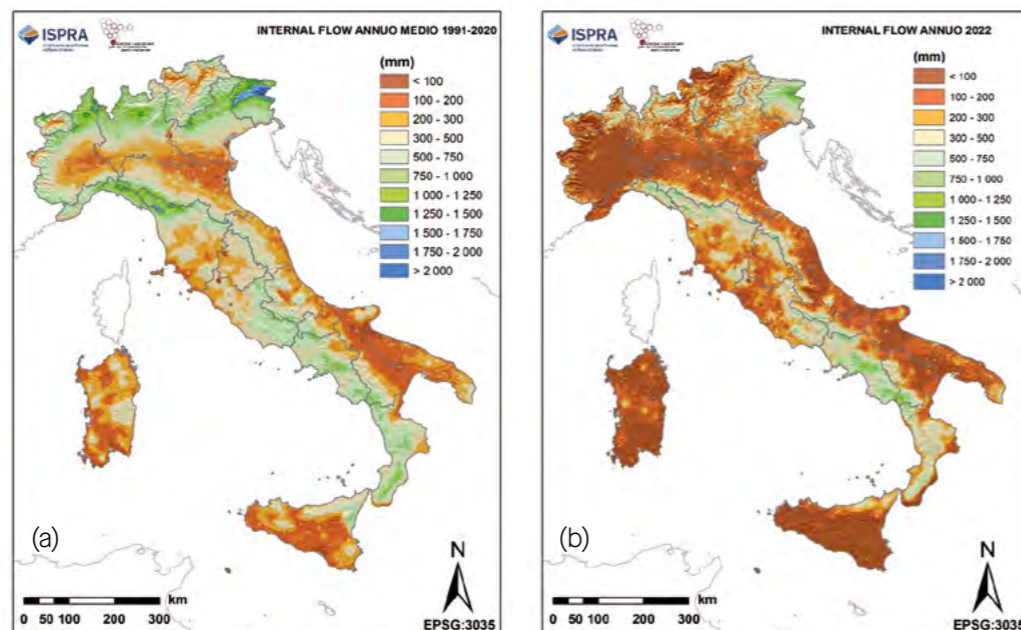
Studi a scala europea mostrano negli ultimi anni un aumento degli eventi di sic-

cità e un loro peggioramento in termini di gravità e durata, anche per il Nord Europa e non solo per il Mediterraneo. Valutazioni economiche sul periodo 1981-2010 stimano le perdite annue dovute alla siccità in circa 9 miliardi di euro per l'UE e il Regno Unito (Cammalleri et al., 2020), escludendo però nel conteggio le conseguenze della siccità sugli ecosistemi e sui servizi ecosistemici, che sono, in genere, difficili da monetizzare. Queste perdite riguardano in particolar modo la Spagna (1.5 miliardi di €/anno), l'Italia (1.4 miliardi di €/anno) e la Francia (1.2 miliardi di €/anno). Nell'ipotesi di un riscaldamento globale di 3 °C nel 2100 (senza un approccio di mitigazione volto alla riduzione delle emissioni dei gas a effetto serra), le perdite economiche dovute alla siccità potrebbero essere anche cinque volte superiori e riguarderebbe maggiormente le regioni del Mediterraneo e quelle atlantiche dell'Europa.

Dato l'impatto crescente di tali eventi siccitosi a una scala pan-europea, la Commissione europea ha intrapreso una forte azione conoscitiva e di policy attraverso l'istituzione dell'*Ad hoc Task Group on Water Scarcity and Droughts* all'interno della programmazione 2022-2024 della Common Implementation Strategy per l'attuazione della DQA 2000/60/CE e delle direttive collegate (*EU water policy*). Obiettivo della Commissione è arrivare a una migliore comprensione degli impatti e dei rischi di siccità e scarsità idrica in Europa e a una maggiore consapevolezza

Figura 1.7

Distribuzione spaziale della disponibilità di risorsa idrica rinnovabile naturale: (a) LTAA sul periodo 1991-2020; (b) Risorsa idrica relativa al 2022. Elaborazioni dell'ISPRA mediante il modello BIGBANG, versione 8.0, su dati degli uffici meteorologici regionali e delle province autonome e quelli storici del soppresso Servizio idrografico e mareografico nazionale.



riguardo l'aumento del rischio di siccità dovuto al cambiamento climatico.

Il territorio italiano, per le sue caratteristiche climatiche, rientra tra le aree del globo maggiormente esposte al rischio di siccità. Le analisi condotte dall'ISPRA nel contesto delle valutazioni del bilancio idrologico mostrano che, dagli anni '80 del secolo scorso, l'Italia è stata interessata, con crescente frequenza, da episodi di siccità estrema, con un trend crescente, statisticamente significativo, delle percentuali del territorio italiano soggetto a tale condizione su scala annuale (Fig. 1.8).

La presenza di fenomeni di siccità estrema non solo non è nuova per l'Italia, ma anzi ha interessato in maniera indistinta sia i territori del Sud Italia e delle Isole maggiori sia i territori del Nord Italia (si veda: indicatori SO3 sul rischio di siccità e popolazioni esposte del reporting nazionale 2022 di attuazione della *United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD)*: <https://reporting.unccd.int/api/country/ITA/report/official/pdf/>). Da questo punto di vista, la siccità del 2022 non fa che confermare tale situazione.

Per quantificare la siccità si è deciso di utilizzare indici standardizzati per la rappresentazione di opportune variabili meteo-idrologiche (si veda a tal proposito anche il paragrafo 11.5). Fra questi, in primis, lo SPI - Standardized Precipitation Index (McKee et al., 1993), indice comunemente adottato a livello internazionale e nazionale (Mariani et al., 2018). Lo SPI è un indice standardizzato che valuta lo scostamento della precipitazione cumulata su diverse scale temporali rispetto alla climatologia dell'area in esame. Valori positivi indicano un surplus di precipitazione, mentre valori negativi indicano un deficit, ossia condizioni siccitose. In particolare, si ha una condizione di siccità estrema per valori di $SPI \leq -2.0$, siccità severa per $-2.0 < SPI \leq -1.5$ e siccità moderata per $-1.5 < SPI \leq -1.0$. I valori di SPI compresi tra -1.0 e 1.0 indicano condizioni di normalità, mentre valori di $SPI \geq 1.0$ indicano condizioni di umidità, da moderata a estrema. Nelle valutazioni qui riportate l'analisi è riferita alla scala temporale annuale, rappresentativa della cosiddetta siccità idrologica, associata a un apporto idrico relativamente scarso nel suolo, nei corsi d'acqua, o nelle falde acquifere. La caratterizzazione della siccità è effettuata

sulla base della valutazione dell'indicatore SPI calcolato sui grigliati, di risoluzione 1 km, di precipitazione mensile, aggregati a 12 mesi (di seguito SPI12), ottenuti dal modello BIGBANG a partire da dati ufficiali a scala regionale e nazionale. Sono poi determinate le percentuali del territorio caratterizzate dai diversi livelli di siccità e di umidità, nonché le situazioni di normalità. In Figura 1.8, si individuano inoltre, a scala annuale, cinque periodi in cui la condizione di siccità estrema ha interessato più del 20% del territorio nazionale: 1989-1990; 2002, 2012; 2017; 2022. Il primo di questi periodi fa parte della «grande siccità» che colpì l'Italia nel triennio 1988-1990, ed è da notare che gli altri quattro sono tutti successivi e nessuno è antecedente.

Di questi ultimi, il 2022 è stato caratterizzato da siccità estrema e severa, che in termini di condizioni estreme ha interessato maggiormente i Distretti idrografici del fiume Po e delle Alpi orientali (area meridionale) e, in misura minore e localizzata, alcuni territori dei Distretti dell'Appennino Settentrionale e dell'Appennino Centrale, colpendo aree tra le più popolate e le più produttive dal punto di vista agricolo e con il maggior numero di insediamenti industriali del Paese. Nel dettaglio, il valore medio della percentuale di territorio nazionale soggetto a siccità estrema su scala annuale è stato il 12.6%, molto maggiore del valore medio del 2.1% riscontrato nel periodo 1952-2022. Il picco di siccità estrema alla scala temporale di 12 mesi è stato registrato a novembre e luglio 2022 (Fig. 1.9) con rispettivamente il 21.4% e il 20.9% di territorio soggetto a tale condizione. Seguono maggio (15.9%), giugno (14.8%) e ottobre (14.3%). A tali valori, è da aggiungere la percentuale di territorio soggetta a condizioni di siccità severa o moderata che è stata compresa tra circa il 30% e il 40% per tutti i mesi del 2022, a eccezione di settembre (Braca et al., 2023).

Per valutare su base annuale la siccità del 2022 rispetto ad altri eventi analoghi verificatisi in passato (a partire dal 1952), si è proceduto caratterizzando ogni anno attraverso due diversi approcci, entrambi basati su indicatori costruiti con riferimento alla percentuale di territorio affetta da condizioni di siccità estrema (Braca et al., 2023). Nel primo caso, l'indicatore di anno siccitoso considerato è il valore mensile massimo (intensità) che in ciascun anno viene raggiunto dalla percentuale mensile di territorio nazionale soggetta a siccità estrema ($SPI_{12} \leq -2.0$); nel secondo caso,

Figura 1.8

Situazione della siccità a scala nazionale: Percentuale del territorio italiano soggetto a condizioni di siccità estrema e sua tendenza dal 1952 al 2023. Elaborazioni dell'ISPRA basate sul calcolo dello SPI-Standardized Precipitation Index a 12 mesi ($SPI_{12} \leq -2.0$ è indicatore di siccità estrema) considerando, mediante il modello BIGBANG, i dati degli uffici idro-meteorologici regionali e delle province autonome e quelli storici del soppresso Servizio idrografico e mareografico nazionale.

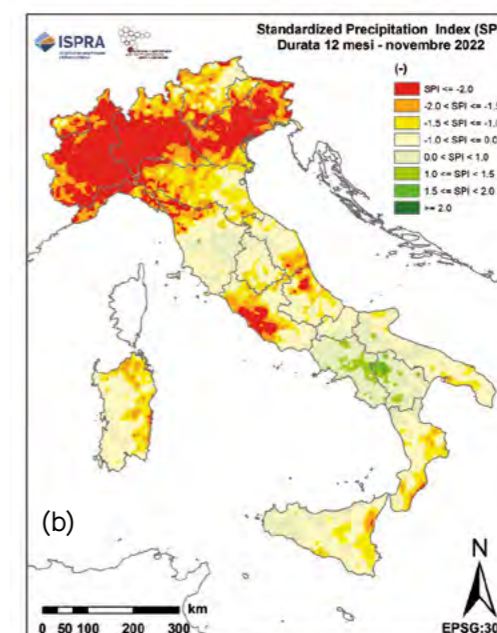
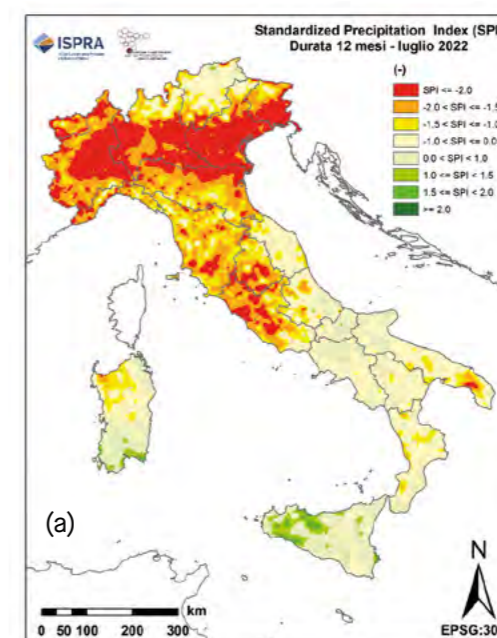
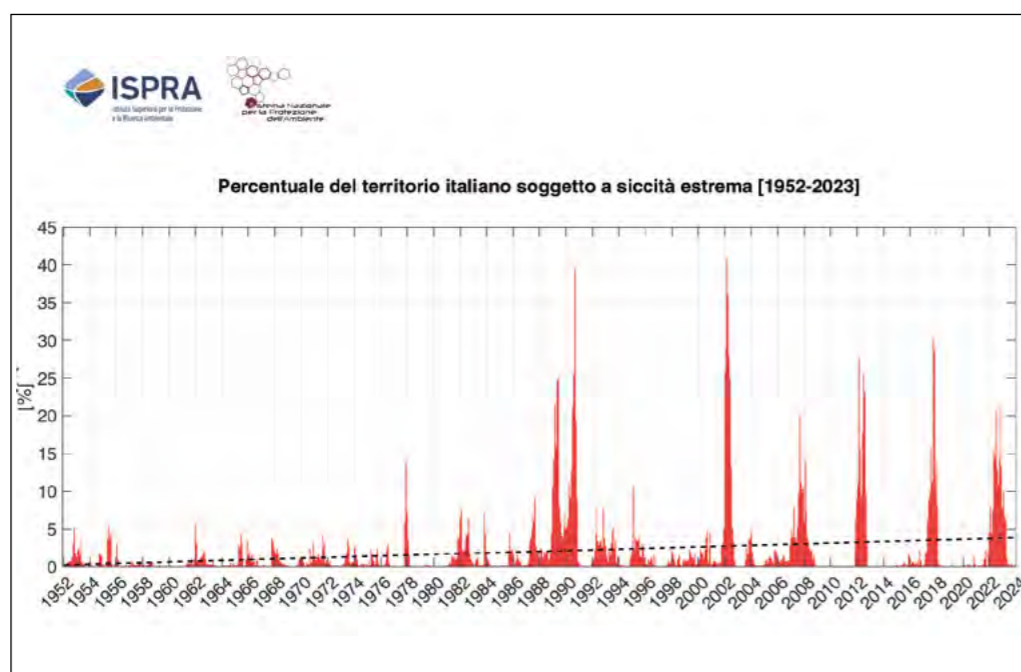


Figura 1.9

Mappe di SPI12 per i mesi di luglio (a) e novembre (b) 2022 in cui è stata registrata la massima estensione della siccità estrema ($SPI_{12} \leq -2.0$) superiore al 20% del territorio nazionale. Elaborazioni dell'ISPRA, mediante il modello BIGBANG, su dati di precipitazione degli uffici idro-meteorologici regionali e delle province autonome e quelli storici del soppresso Servizio idrografico e mareografico nazionale.

l'indicatore è la media annua delle percentuali mensili di territorio con SPI12 \leq -2.0 (magnitudine). Concettualmente la differenza fra i due approcci sta nel fatto che, nel primo si utilizza un indicatore di intensità del fenomeno, nel secondo si tiene conto anche della persistenza nel tempo (nel caso specifico nel corso dell'intero anno solare) delle condizioni di siccità estrema. Così facendo, con il primo approccio si ottiene che il 2022 si pone al sesto posto, preceduto dal 1989, dal 2012, dal 2017, dal 1990 e dal 2002, anno più gravoso in termini di intensità, essendo stato raggiunto il valore di 41.0% (Fig. 1.8); mentre con il secondo approccio il 2022, con un valore medio di percentuale di territorio affetto da siccità estrema di 12.6%, risulta il terzo anno più siccitoso dal 1952 ad oggi, preceduto dal 1990 (13.8%) e dal 2002 (17.2%), che anche questa valutazione conferma essere l'anno più gravoso in termini di siccità estrema.

L'analisi della siccità risulta ancora più gravosa in termini di estensione del fenomeno (Braca et al., 2023) se nelle valutazioni si utilizza anche lo SPEI - Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (Vicente-Serrano et al., 2010). Lo SPEI è l'analogo dello SPI rispetto al quale, anziché far riferimento alla sola precipitazione, si tiene però conto anche della temperatura attraverso la variabile idrologica costituita dalla differenza (P-PET) tra precipitazione ed evapotraspirazione potenziale cumulata (Mariani et al., 2018).

Il perdurare della siccità nel corso del 2022 ha prodotto diversi impatti sulle matrici ambientali e sui comparti economici. Il conseguente deficit del contenuto idrico nel suolo ha comportato condizioni di stress nella crescita delle colture. Nei corsi d'acqua soggetti al marcato minor afflusso meteorico, dovuto a quantitativi di pioggia e neve molto al di sotto delle medie di riferimento, sono state osservate portate inferiori ai valori tipici del periodo e in alcune sezioni, come quelle del fiume Po, sono state registrate portate inferiori ai valori caratteristici di magra. Nelle zone del delta del fiume Po, ciò ha comportato problematiche relative all'uso della risorsa idrica per fini agricoli e idropotabili a causa della risalita del cuneo salino. L'analisi sperimentale condotta dall'ISPRA mediante l'utilizzo delle immagini satellitari di Sentinel-2 del Programma europeo Copernicus ha permesso di qualificare e quantificare l'impatto della siccità su alcuni tratti del fiume Po (Manfreda et al., 2024) ricadenti nella Regione Piemonte, uno dei territori nazionali più colpiti, attraverso il confronto tra la frequenza media della presenza delle tre macro-unità morfologiche acqua, vegetazione e sedimento riscontrata tra gennaio e luglio 2022, rispetto alla frequenza media osservata negli ultimi anni. Alcuni degli aspetti di tipo idrologico ed ecosistemico prima menzionati sono stati analizzati in dettaglio nei Capitoli 5 (La criosfera), 6 (Il suolo e la zona insatura), 7 (Acque superficiali e invasi), 8 (Acque sotterranee), 9 (Interazione acque continentali - acque marine) e 10 (le risorse idriche non convenzionali).

1.4

Referenze bibliografiche

Braca, G., Bussetini, M., Ducci, D., Lastoria, B., Mariani, S., 2019. Evaluation of national and regional groundwater resources under climate change scenarios using a GIS-based water budget procedure. *Rend. Fis. Acc. Lincei*, 30(1), 109–123. <https://doi.org/10.1007/s12210-018-00757-6>

Braca, G., Bussetini, M., Lastoria, B., Mariani, S., Piva F., 2021. Il Bilancio Idrologico Gis BAsed a scala Nazionale su Griglia regolare – BIGBANG: metodologia e stime. Rapporto sulla disponibilità naturale della risorsa idrica. Rapporti n. 339/21, ISPRA, Roma. ISBN 978-88-448-1041-2. <https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/il-bilancio-idrologico-gis-based-a-scala-nazionale-su-griglia-regolare-bigbang>

Braca, G., Bussetini, M., Gafà, R.M., Monti, G.M., Martarelli, L., Silvi, A., La Vigna, F., 2022. The Nationwide Water Budget Estimation in the light of the New Permeability Map of Italy. *Acque Sotterranee–Italian Journal of Groundwater*, 11(3), 31–39. <https://doi.org/10.7343/as-2022-575>

Braca, G., Mariani, S., Lastoria, B., Piva, F., Archi, F., Botto, A., Casaioli, M., Forte, T., Marchetti, G., Peruzzi, C., Tropeano, R., Vendetti, C., Bussetini, M., 2023. Bilancio idrologico nazionale: focus su siccità e disponibilità naturale della risorsa idrica rinnovabile. Aggiornamento al 2022. Rapporti n. 388/2023, ISPRA, Roma. ISBN 978-88-448-1167-9. <https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/bilancio-idrologico-nazionale-focus-su-siccita-e-disponibilita-naturale-della-risorsa-idrica-rinnovabile-aggiornamento-al-2022>

Braca, G., Mariani, S., Lastoria, B., Tropeano, R., Casaioli, M., Piva, F., Marchetti, G., Bussetini, M., 2024. Bilancio idrologico nazionale: stime BIGBANG e indicatori sulla risorsa idrica. Aggiornamento al 2023. Rapporti n. 401/2024, ISPRA, Roma. <https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/bilancio-idrologico-nazionale-stime-bigbang-e-indicatori-sulla-risorsa-idrica-aggiornamento-al-2023>

Cammalleri, C., Naumann, G., Mentaschi, L., Formetta, G., Forzieri, G., Gosling, S., Biselink, B., De Roo, A., Feyen, L., 2020. Global

warming and drought impacts in the EU. JRC PESETA IV project – Task 7. Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-76-12947-9. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/597045>

EEA-European Environment Agency, 2021. Water resources across Europe – Confronting water stress: an updated assessment. Publications Office of the European Union, 126 pp. ISBN 978-92-9480-391-7. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/320975>

Kendall, M.G., 1975. Rank Correlation Methods, 4th edition, Charles Griffin, London.

Manfreda, S., Miglino, D., Saddi, K.C., Jomaa, S., Eltner, A., Perks, M., Peña-Haro, S., Bogaard, T., van Emmerik, T.H.M., Mariani, S., Maddock, I., Tauro, F., Grimaldi, S., Zeng, Y., Gonçalves, G., Strelnikova, D., Bussetini, M., Marchetti, G., Lastoria, B., Su, Z., Rode, M., 2024. Advancing river monitoring using image-based techniques: challenges and opportunities. *Hydrological Sciences Journal*, 69(6), 657–677. <https://doi.org/10.1080/0262667.2024.2333846>

Mann, H.B., 1945. Non-parametric tests against trend. *Econometrica*, 13, 163–171.

Mariani, S., Braca, G., Romano, E., Lastoria, B., Bussetini, M., 2018. Linee Guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica da utilizzare nelle attività degli Osservatori permanenti per gli utilizzi idrici. Pubblicazione nell'ambito del progetto CREIAMO PA, 66pp. https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/Osservatori/Linee%20Guida%20Pubblicazione%20Finale%20L6WP1_con%20copertina_ec.pdf

Mariani, S., Braca, G., Romano, E., Lastoria, B., Bussetini, M., 2020. Note tecniche su crisi idriche, siccità e servizio idrico integrato. Manuale UTILITALIA. ISBN 978-88-998-7903-7.

McKee, T.B., Doesken, N.J., Kleist, J., 1993. The relationship of drought frequency and duration of time scales. Eighth Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society, Jan 17–23, 1993, Anaheim CA, pp. 179–186.

Rossi, G., Benedini, M., Tsakiris, G., Giakoumakis, S., 1992. On regional drought estimation and analysis. *Water resources management*, 6, 249–277. <https://doi.org/10.1007/BF00872280>

Schmidt, G., Benítez, J.J., Benítez, C., Seiz-Puyuelo, R., Hernández-Torres, J.M., EGWSD, 2012. Working definitions of Water scarcity and Drought. Version 4.0. European Commission Document. https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-cee_images/idmp-working-definitions.doc

SNPA, 2023. Il clima in Italia nel 2022. Report n. 36/2023, SNPA, Roma. ISBN 978-88-448-1168-6. <https://www.snpambiente.it/temi/report-intertematici/cambiamenti-climatici/il-clima-in-italia-nel-2022/>

SNPA, 2024. Il clima in Italia nel 2023. Report n. 42/2024, SNPA, Roma. ISBN 978-88-448-1217-1. <https://www.snpambiente.it/snpa/il-clima-in-italia-nel-2023/>

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I., 2010. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Climate*, 23, 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>

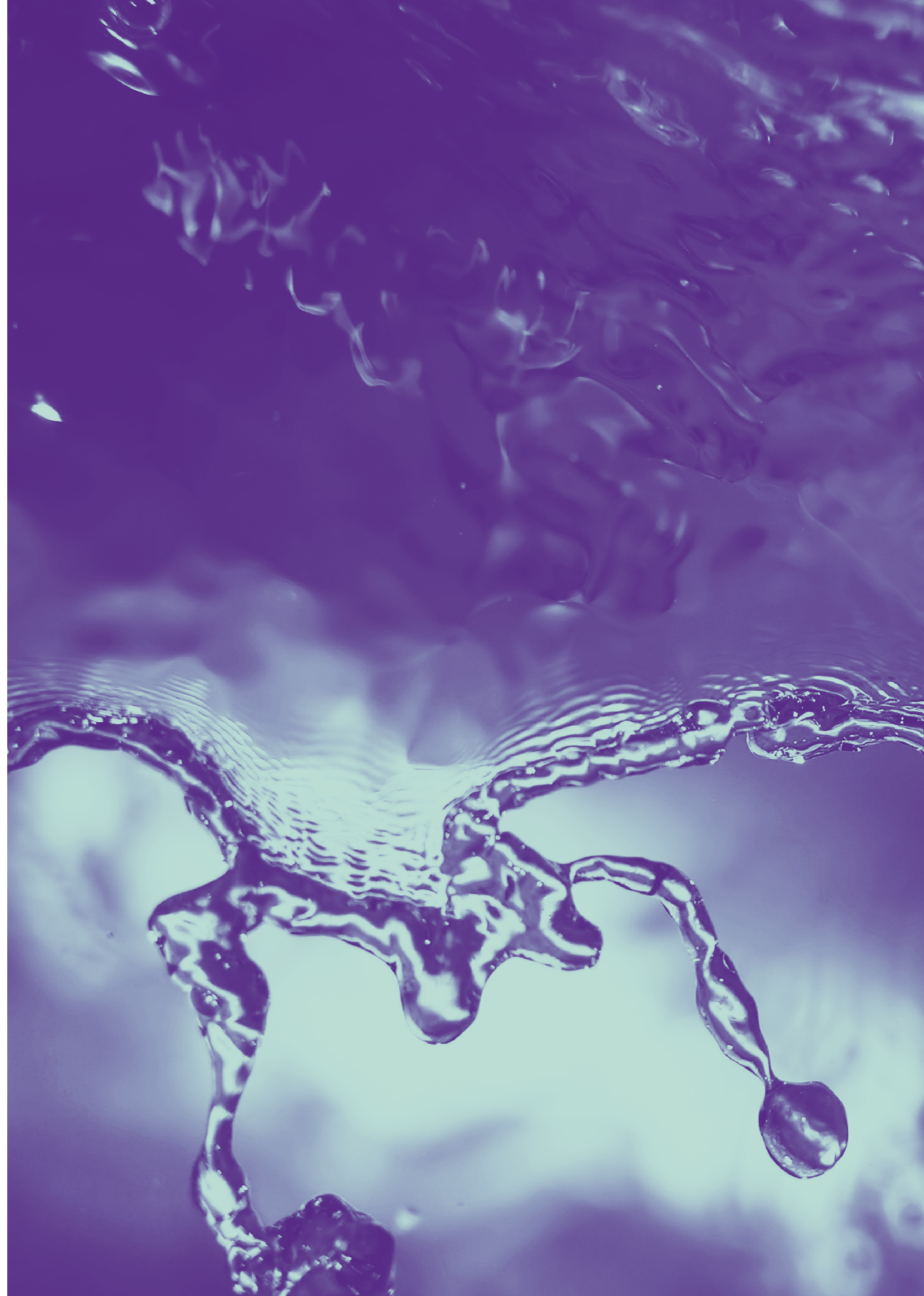
Wilhite, D.A., 2000. Drought as a natural hazard: concepts and definitions, in: Wilhite, D.A. (Ed.), *Drought: A Global Assessment*, Volume I, Routledge, London, pp. 3–18. <https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1068&context=droughtfacpub>

WMO-World Meteorological Organization, 2006. *Drought monitoring and early warning: concepts, progress and future challenges*. WMO-No. 1006, Geneva. ISBN 978-92-63-11006-0.

Yevjevich, V.M., 1967. An objective approach to definitions and investigations of continental hydrologic droughts. *Hydrological Papers*, Vol. 23, Colorado State University Fort, Collins.

How to cite

Mariani, S., Braca, G., Lastoria, B., Tropeano, R., Casaioli, M., Piva, F., Bussettini, M. 2024. "Il bilancio idrologico, la disponibilità di risorsa idrica e il bilancio idrico", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 29-46. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/01>



Keywords

primary water supply
planning
interinstitutional coordination

Parole-chiave

approvvigionamento idrico primario
pianificazione
coordinamento interistituzionale

La governance dell'acqua in Italia

2

Curatore

Gerardo Sansone

Struttura di missione
per il contrasto della
scarsità idrica e per
il potenziamento delle
infrastrutture idriche
della Presidenza
del Consiglio dei ministri

2.1	Introduzione	51
2.2	Il settore civile (servizio idrico integrato)	55
2.3	Il settore agricolo	57
2.4	Il settore industriale	60
2.5	La gestione idrica a livello nazionale: quali criticità alla luce dell'attuale assetto di governance	61
2.6	Le possibili azioni per il superamento delle criticità	65
2.6.1	Regolazione economica	
2.6.2	Regolazione ambientale e aspetti infrastrutturali	
2.7	Referenze bibliografiche	70

Le informazioni contenute in questo capitolo non riflettono necessariamente la posizione o il parere degli Enti di appartenenza degli Autori.

Gli Autori non sono responsabili per ogni uso che potrebbe essere fatto delle informazioni in essa contenute.



Introduzione

21

L'azione antropica sulla risorsa idrica esercita una serie di modificazioni sull'intero ciclo naturale dell'acqua, fatto di precipitazioni, di evapotraspirazione, di deflusso superficiale e sotterraneo, e di accumuli (Rusconi e Baruffi, 2019). Pertanto, la salvaguardia del territorio e delle acque, la gestione delle risorse idriche e la difesa del suolo devono rappresentare una tematica centrale dell'azione di qualsiasi Governo. Gli effetti evidenti del cambiamento climatico, quali gli eventi estremi, testimoniano l'urgenza di assumere importanti scelte in termini di *governance* dell'acqua: l'esemplificazione del suo aspetto duale ne è la prova, con "poca acqua" da gestire in certi periodi, e "troppa acqua" da cui difendersi in altri. In tal senso, le scelte di *governance* devono garantire una visione unitaria e una gestione integrata, in modo da tener conto, rispettare e valorizzare le diverse esigenze del territorio e, più in generale, dell'ambiente, partendo da una conoscenza approfondita e costantemente aggiornata della matrice acqua in tutti i suoi molteplici aspetti.

È propriamente questa visione integrata a costituire la scelta innovativa che l'Unione Europea, a partire dagli anni 2000, ha compiuto attraverso la direttiva 2000/60/CE, meglio nota come Direttiva Quadro in materia di acque: affrontare e trattare il governo della risorsa idrica nella propria interezza, attraverso il superamento della storica tripartizione che ha caratterizzato da sempre il settore. La tutela delle acque, la difesa dalle acque (e quindi dalle alluvioni) e la gestione della risorsa idrica sono un tutt'uno che, come tale deve essere condotto a un'unica cornice normativa e pianificatoria di riferimento.

In Italia la riorganizzazione del settore idrico è passata attraverso molteplici interventi normativi che hanno chiarito e migliorato nelle intenzioni e nella sostanza l'idea di base contenuta nella legge n. 36/1994 "Disposizioni in materia di risorse idriche" (Legge Galli), che ha introdotto, fra gli altri, i temi della "sussidiarietà" nella gestione delle risorse idriche, del risparmio idrico e della riduzione delle perdite. Con la Legge Galli, successivamente abrogata e sostituita dal decreto legislativo n. 152/2006 "Norme in materia ambientale", è stato avviato un complesso e articolato processo finalizzato alla riorganizzazione territoriale e funzionale del Servizio Idrico Integrato. Tale percorso normativo testimonia l'intento di affrontare le problematiche del settore idrico in modo sistematico e la volontà di passare dalla tradizionale separazione degli aspetti di pianificazione, tecnici, economici e gestionali del ciclo dell'acqua, a una visione integrata in grado di garantire, con elevata efficacia, efficienza ed economicità, prefissati livelli di servizio, secondo criteri di gestione industriale che prevedono l'investimento dei proventi derivanti dal servizio idrico, finalizzato al miglioramento delle prestazioni del servizio. Alla scala di bacino, la riforma distrettuale, avviata a febbraio 2016 con l'entrata in vigore della legge n. 221/2015 e concretizzata attraverso decreti attuativi (decreto ministeriale n. 294/2016 e il successivo decreto del Presidente del Consiglio dei ministri 4 aprile 2018), ha definito la nuova *governance* in materia di acqua e suolo, portando alla costituzione di cinque autorità di bacino distrettuali oltre alle due insulari, Sicilia e Sardegna (Fig. 2.1). Le Autorità hanno natura di enti pubblici non economici e sono

sottoposte al ruolo di indirizzo e coordinamento, ex ante, e controllo e vigilanza ex post da parte del Ministero dell'ambiente, come previsto dagli articoli 5 e 6 del decreto ministeriale n. 294/2016.

La riforma distrettuale è stata improntata alla semplificazione e razionalizzazione della filiera istituzionale: si passa, infatti, da 37 Autorità di bacino, nazionali, interregionali e regionali a 7 Autorità di bacino distrettuali. Essa ha inoltre individuato le competenze e i ruoli di ciascuna amministrazione e le relative responsabilità all'interno della filiera decisionale, ponendo in capo alle Autorità di bacino distrettuali la titolarità piena in materia di pianificazione della risorsa idrica, sotto l'aspetto qualitativo e quantitativo, e di gestione del rischio di alluvioni, in coerenza con le direttive comunitarie 2000/60/CE e 2007/60/CE. L'elaborazione e la definizione del Piano di gestione acque e del Piano di gestione rischio di alluvioni costituiscono il fulcro della gestione integrata dei bacini idrografici e devono essere portati a termine in modo tale da valorizzare le reciproche

potenzialità di sinergie e benefici comuni, tenendo conto degli obiettivi ambientali della direttiva 2000/60/CE, anche per garantire l'efficienza e un razionale utilizzo delle risorse. Ad esempio, un vaso artificiale può avere contemporaneamente la funzione di serbatoio per destinazioni produttive, irrigue o potabili, ovvero di vasca di laminazione delle piene. Un altro esempio riguarda la necessità di attuare, lungo i corridoi fluviali, interventi integrati di riconnessione degli alvei con le pianure alluvionali adiacenti, ottenendo così sia la riduzione del rischio di alluvioni, sia il miglioramento e il recupero degli ecosistemi fluviali.

Per gestire le problematiche legate alla ridotta disponibilità di risorse idriche e alla siccità il Ministero dell'ambiente nel luglio 2016 ha promosso, con appositi Protocolli d'intesa, l'istituzione degli Osservatori permanenti sugli utilizzi idrici a livello di ogni distretto idrografico. Gli Osservatori permanenti sugli usi idrici sono diventati organi delle Autorità di bacino distrettuali con il novellato articolo 63 bis introdotto

dal decreto legge n. 39/2023 "Disposizioni urgenti per il contrasto della scarsità idrica e per il potenziamento e l'adeguamento delle infrastrutture idriche".

Gli Osservatori, che costituiscono specifiche misure dei Piani di gestione delle acque delle Autorità di bacino distrettuali (Direttiva 2000/60/CE), rispondono all'esigenza di basare le decisioni assunte dalle amministrazioni pubbliche preposte al governo dell'acqua su un patrimonio di dati il più esteso, affidabile e condiviso possibile. Solo in tal modo è possibile fondare razionalmente la programmazione degli usi dell'acqua, specie in condizioni di deficit idrologico significativo, perseguendo il miglior equilibrio possibile tra la disponibilità di risorse e i fabbisogni, in un contesto di sostenibilità ambientale, economica e sociale e nel pieno rispetto delle finalità di raggiungimento degli obiettivi di qualità dei corpi idrici. L'attività degli Osservatori ha coinvolto prioritariamente i soggetti pubblici e privati titolari di concessioni idriche, in relazione alle diverse tipologie di usi ovvero alle derivazioni per le utenze di acqua pubblica, come definiti dal regio decreto n. 1775/1933: potabile, industriale, irriguo, forza motrice (idroelettrico), ittiogenico, antincendio, igienico. Tali tipologie di uso, sono state raggruppate razionalmente per le macrocategorie degli usi civili (servizio idrico integrato), agricolo e industriale, adottate anche nelle pubblicazioni dell'Istituto nazionale di statistica (Istat, 2019; Istat, 2022). Agli utilizzi idrici è dedicato l'intero Capitolo 11 del presente volume.

Con il regio decreto n. 1775/1933 sono state disciplinate e assoggettate a canone le derivazioni dai corsi di acqua inseriti negli elenchi delle acque pubbliche. Fino agli anni '80 del secolo scorso tutte le concessioni di derivazione di acqua pubblica venivano rilasciate dallo Stato (Ministero dei lavori pubblici) tramite gli Uffici periferici del genio civile e con il parere di compatibilità con il bilancio idrico del Ser-

vizio idrografico. Gradualmente, nel corso dell'ultimo ventennio del secolo scorso, le competenze sul rilascio delle concessioni sono state trasferite alle regioni. In particolare, alle regioni a statuto ordinario sono state trasferite prima le competenze sulle "piccole" derivazioni, e poi anche sulle "grandi" derivazioni (spesso interregionali), laddove invece le regioni a statuto speciale e autonome hanno acquisito tali e competenze in precedenza. L'esigenza di censire e mettere ordine nella complessa disciplina delle concessioni è stata in parte sanata con la legge n. 183/1989 che istituisce il Piano di bacino come documento guida per le risorse idriche e che dispone, tra le altre, l'esigenza di garantire la compatibilità delle derivazioni con il bilancio idrico del bacino (Rusconi e Baruffi, 2023).

La legge n. 183/1989 promuove il coordinamento, a ogni livello di pianificazione, delle funzioni di difesa del suolo con gli interventi per la tutela e l'utilizzazione delle acque e per la tutela dell'ambiente. Un principio fondamentale introdotto dalla legge n. 183/1989 è che la quantità dei prelievi non sia tale da compromettere il deflusso minimo vitale (DMV) nei corsi d'acqua e quindi il loro habitat. A testimonianza della complessità operativa della pianificazione sostenibile degli utilizzi nel rispetto del deflusso minimo vitale, nel 2004, il Ministero dell'ambiente emana un decreto con le linee guida per la predisposizione del bilancio idrico di bacino, comprensive dei criteri per il censimento delle utilizzazioni in atto e per la definizione del minimo deflusso vitale, concetto fermamente ribadito due anni dopo con il decreto legislativo n. 152/2006.

Per migliorare la gestione quantitativa e qualitativa delle acque nel 2012 la Commissione europea ha presentato al Parlamento europeo "Il Piano di azione per la salvaguardia delle risorse idriche europee" spesso richiamato come *Blue-*

Figura 2.1
Distretti idrografici post-riforma introdotta dalla legge n. 221/2015.



L'obiettivo fondamentale del governo dell'acqua è, dunque, garantire uso e gestione sostenibile delle risorse idriche, ovvero:

garantire accesso alla risorsa idrica a tutti i cittadini;

salvaguardare la qualità e la quantità della risorsa, contestualmente alla protezione e al ripristino dei connessi habitat naturali;

tutelare la sicurezza degli insediamenti esposti a rischio.

print (European Commission, 2012) che ha individuato nell'allocazione eccessiva delle risorse idriche una delle maggiori pressioni che incide sullo stato ecologico dei corpi idrici nei distretti europei. Il *Blueprint* introduce il concetto di Deflusso Ecologico (DE) definito come "il volume di acqua necessario affinché l'ecosistema acquatico continui a prosperare e a fornire i servizi necessari". Il *Blueprint* evidenzia, inoltre, la necessità di stabilire un approccio comune e condiviso a livello europeo al DE e a tal fine la Commissione europea ha sviluppato e pubblicato nel 2015 le linee guida denominate, "Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive. Guidance document N. 31" (Commission and Environment, 2016).

Proprio in riferimento alle indicazioni del *Blueprint* e alle linee guida CIS n. 31 del 2015 il Ministero dell'ambiente ha approvato:

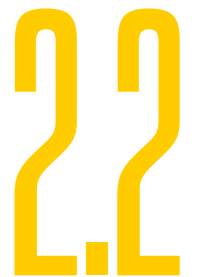
- con il decreto della Direzione generale per la salvaguardia del territorio e delle acque n. 29 del 13 febbraio 2017 le "Linee guida per le valutazioni ambientali ex ante delle derivazioni idriche in relazione agli obiettivi di qualità ambientale ai sensi della Direttiva Quadro Acque (DQA)";
- con il decreto della Direzione generale per la salvaguardia del territorio e delle acque n. 30 del 13 febbraio 2017 le "Linee guida per l'aggiornamento dei metodi di determinazione del Deflusso Minimo Vitale (DMV) al fine di garantire il mantenimento, nei corsi d'acqua, del Deflusso Ecologico (DE) a sostegno del raggiungimento degli obiettivi ambientali ai sensi della Direttiva Quadro Acque (DQA)".

I suddetti decreti ministeriali, vista la complessità delle metodologie di valutazione e la molteplicità dei contesti ambientali per la loro applicazione ai corpi idrici italiani, stabiliscono inoltre:

- i tempi di adeguamento dei distretti idrografici ai criteri approvati per le valutazioni ex ante delle derivazioni e per la determinazione del Deflusso Minimo Vitale (DMV) nei territori di rispettiva competenza, assicurando la coerenza tra tali approcci e le misure assunte nell'ambito del Piano di Gestione del Distretto Idrografico;
- l'istituzione presso ISPRA del catalogo nazionale dei metodi di calcolo del Deflusso Minimo Vitale (DMV);
- l'istituzione presso il Ministero dell'ambiente di un Tavolo tecnico nazionale per l'applicazione dei criteri metodologici per le valutazioni ambientali ex ante delle derivazioni idriche al quale partecipano ISPRA e le Autorità di bacino distrettuali;
- l'istituzione di un Tavolo tecnico nazionale sui deflussi ecologici presieduto dal Ministero dell'ambiente cui partecipano ISPRA, CNR-IRSA, ENEA, ISS, le Autorità di bacino distrettuali e le Regioni. Questo Tavolo tecnico è articolato per Gruppi di lavoro distrettuali e può vedere la partecipazione delle strutture tecniche competenti nel monitoraggio ambientale e idrologico e nell'analisi delle pressioni.

Fatto questo breve excursus sul panorama regolatorio europeo e nazionale che, partendo dalle prime norme aventi come oggetto la gestione delle risorse idriche tra cui la Direttiva Quadro sulle Acque, fa scaturire le norme più recenti sul governo dell'acqua, alcune delle quali non ancora pienamente applicate, nei paragrafi che seguono si forniscono elementi specifici sulla gestione della risorsa nei diversi comparti, evidenziando le criticità attuali e le opportunità concrete per una riduzione delle condizioni di deficit strutturale e occasionale delle infrastrutture idriche.

Il settore civile (servizio idrico integrato)



La definizione di servizio idrico integrato è contenuta al comma 2, articolo 141, del decreto legislativo n. 152/2006. In particolare, esso è definito come "l'insieme dei servizi pubblici di captazione, adduzione e distribuzione di acqua ad usi civili, di fognatura e di depurazione delle acque reflue". Per sua natura, dunque, il servizio idrico risulta "integrato".

Il servizio idrico si articola essenzialmente in due filiere principali, che vanno a costituire un unico grande ciclo: la filiera dell'acqua potabile, che racchiude tutte le attività legate al prelievo e alla distribuzione delle acque destinate al consumo umano, e la filiera delle acque reflue urbane, che comprende la raccolta, il collettamento, il trattamento delle stesse dopo l'utilizzo e la loro restituzione nell'ambiente.

Esso è caratterizzato da un sistema organizzativo basato:

- sulla suddivisione per **Ambiti Territoriali Ottimali (ATO), individuati dalle Regioni, unitamente agli Enti di governo degli stessi (EGATO). Gli ATO hanno di norma una dimensione minima provinciale;**
- sull'obbligo per gli enti locali di aderire all'EGATO di riferimento, "al quale è trasferito l'esercizio delle competenze ad essi spettanti in materia di gestione delle risorse idriche";
- sul principio di **unicità della gestione a livello di ambito, che comporta la gestione sull'intero territorio dell'ATO di tutte le componenti del servizio idrico integrato da parte di un unico soggetto.**

Per quanto concerne il riparto delle competenze riservate ai diversi attori, rimane ferma l'impostazione dei tre livelli (statale, regionale e locale) che riserva:

- al Ministero dell'ambiente (attualmente MASE, Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica) le "funzioni spettanti allo Stato nelle materie disciplinate" dalla Sezione III del Codice dell'ambiente;
- alle Regioni i compiti "ad esse spettanti nel quadro delle competenze costituzionalmente determinate" e in particolare, quelli inerenti "il governo del rispettivo territorio", nonché, come già precisato, la delimitazione degli ATO e l'esercizio di specifici poteri sostitutivi;
- agli enti locali "le funzioni di organizzazione del servizio idrico integrato, di scelta della forma di gestione, di determinazione e modulazione delle tariffe all'utenza, di affidamento della gestione e relativo controllo", da esercitarsi attraverso gli EGATO. A queste si aggiungono: la tutela dei beni del servizio idrico integrato; la predisposizione e aggiornamento del Piano d'Ambito; l'accesso alle (e la verifica delle) infrastrutture idriche; il controllo sull'osservanza degli obblighi da parte del gestore e il relativo intervento in caso di inadempimento e la comunicazione al Ministero dell'ambiente dell'esito di detti controlli;
- all'Autorità di regolazione per energia reti e ambiente (ARERA) i compiti attinenti alla regolazione – soprattutto tariffaria e della qualità del servizio – e al

controllo dei servizi idrici puntualmente individuati dalla legge. Sul punto si evidenzia che il riordino della disciplina dei servizi pubblici locali di rilevanza economica, introdotto con il decreto legislativo n. 201/2022 (c.d. TUSPL), ha ribadito la competenza di ARERA nell'individuazione dei costi di riferimento, dello schema tipo di piano economico-finanziario (PEF), degli indicatori e dei livelli minimi di qualità, e nella predisposizione degli schemi di bandi di gara e di contratti tipo, oltre che in materia tariffaria. Carattere innovativo sembrano rivestire, invece, le prerogative attribuite dal TUSPL riferite all'elaborazione degli schemi di bandi di gara e al rilascio – su eventuale richiesta degli enti di governo dell'ambito – di pareri circa “i profili economici e concorrenziali relativi alla suddivisione in lotti degli affidamenti”.

Il TUSPL ha attribuito alle Regioni il compito di incentivare, “con il coinvolgimento degli enti locali interessati”, la riorganizzazione degli ATO “anche tramite aggregazioni volontarie, superando l'attuale assetto e orientandone l'organizzazione preferibilmente su scala regionale o comunque in modo da consentire economie di scala o di scopo idonee a massimizzare l'efficienza del servizio”. Il TUSPL ha previsto l'adozione di un decreto del Ministro dell'economia e delle finanze, da adottarsi previa intesa in sede di Conferenza unificata entro 45 giorni dall'entrata in vigore del TUSPL, con il quale stabilire “le misure incentivanti in favore degli enti locali che aderiscono alle riorganizzazioni e alle aggregazioni” senza nuovi o maggiori oneri per il bilancio dello Stato.



Il settore agricolo

L'agricoltura è il settore che preleva più acqua, più del 50% del totale (Istat, 2019), ma utilizza solo marginalmente le infrastrutture di tipo pubblico per la captazione e distribuzione.

In Italia l'irrigazione è gestita in forma collettiva dagli enti irrigui per il 50% della superficie agricola utilizzata (SAU) e per il 63% dei prelievi idrici (Istat, 2014). La restante parte è costituita da prelievo e uso in autoapprovvigionamento.

A livello nazionale il livello di infrastrutturazione irrigua non è uniforme. Il rapporto a livello nazionale tra Superficie irrigata/superficie attrezzata, che rappresenta il rapporto tra l'area effettivamente irrigata e la porzione di territorio su cui insistono le infrastrutture irrigue e quindi potenzialmente irrigabile, è pari al 61%. Tale rapporto arriva al 71% nel Centro Nord, mentre nel Sud e nelle isole scende fino al 31%.

L'irrigazione collettiva è riconosciuta come strumento di *governance* in grado di garantire un uso sostenibile ed efficiente dell'acqua per l'irrigazione, oltre che di promozione della tutela dell'ambiente e del paesaggio. La gestione dei sistemi di approvvigionamento idrico a scopo irriguo rappresenta, quindi, un ambito strategico per garantire la sostenibilità ambientale, economica e sociale nell'uso della risorsa idrica e necessita di investimenti mirati sia per aumentare la disponibilità di acqua (intervenedo a monte, sui grandi

accumuli e reti di adduzione idrica e favorendo il ricorso a fonti alternative) sia per efficientare la distribuzione in termini infrastrutturali e gestionali (anche promuovendo la quantificazione degli usi).

La materia è stata regolamentata inizialmente con il regio decreto n. 1775/1933, che ha subito modifiche a partire dagli anni '60 del secolo scorso con l'emanazione della legge n. 319/1976 (la cosiddetta Legge Merli) recante “Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento”. Successivamente sono intervenuti la legge n. 183/89, la legge n. 36/94 (Legge Galli) prima e il decreto legislativo n. 152/2006 per la tutela ambientale dei corpi idrici.

La legge n. 183/89 e la Legge Galli regolamentavano i principi cardine della pianificazione dell'uso dell'acqua su scala di bacino idrografico e la gestione basata sul ciclo integrato dell'acqua negli Ambiti territoriali ottimali (ATO). La legge n. 183/89 ripartiva il territorio nazionale in bacini idrografici di rilevanza nazionale, interregionale e regionale governati da autorità nazionali, interregionali e regionali.

Nel 2015 sono state emanate e approvate, con decreto del Ministero dell'agricoltura 31 luglio 2015, le “Linee guida per la regolamentazione da parte delle Regioni delle modalità di quantificazione dei volumi idrici ad uso irriguo”. Le Linee guida adottate:

- definiscono i casi minimi in cui le Regioni e le Province Autonome devono stabilire gli obblighi di misurazione dei volumi d'acqua impiegati in agricoltura, relativamente a prelievi, utilizzi e restituzioni, sia per irrigazione collettiva che autonoma;

- individuano nel SIGRIAN (Sistema Informativo Nazionale per la Gestione delle Risorse Idriche in Agricoltura, realizzato e gestito dal Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – Centro di politiche e bioeconomia, CREA-PB) il database di riferimento per la raccolta di dati di quantificazione di volumi irrigui;

- indicano gli elementi da monitorare (prelievi, utilizzi e restituzioni), i soggetti preposti all'acquisizione e trasmissione dei dati di monitoraggio (enti irrigui o Regioni/Province autonome), i metodi di quantificazione (misurazione o stima) e le scadenze temporali del monitoraggio e di trasmissione dei dati al SIGRIAN;

- riservano alle Regioni e alle Province autonome, nell'ambito dei propri provvedimenti di recepimento, la possibilità di adattare le caratteristiche del monitoraggio degli utilizzi idrici alle proprie specifiche necessità (ad esempio la definizione delle soglie di portata concessa oltre cui stabilire l'obbligo alla misurazione o la scelta dei metodi di stima da utilizzare);

- stabiliscono, inoltre, che per tutte le tipologie di interventi infrastrutturali di nuova realizzazione, finanziati da fondi europei, nazionali o regionali, le amministrazioni responsabili del finanziamento prevedano, nei relativi provvedimenti di concessione dei fondi, l'obbligo di trasmissione dei dati in formato SIGRIAN, come già previsto per il Piano irriguo nazionale.

Nel 2022, nell'ambito del Piano nazionale di ripresa e resilienza e della sua attuazione, l'inserimento di tali dati sul SIGRIAN viene considerato come condizione di ammissibilità per l'accesso ai finanziamenti pubblici per la realizzazione di interventi infrastrutturali irrigui. Il decreto interministeriale (Ministero dell'ambiente e Ministero dell'agricoltura) n. 485148 del 30 settembre 2022, definisce i criteri per incentivare l'uso sostenibile dell'acqua in agricoltura e per sostenere l'utilizzo del SIGRIAN per la ricognizione sistematica e il monitoraggio degli usi irrigui collettivi e di autoapprovvigionamento.

A questo proposito, è opportuno accennare al cosiddetto "Decreto canoni" – decreto interministeriale del 31/12/2022 sui Criteri generali per la determinazione, da parte delle regioni, dei canoni di concessione per l'utenza di acqua pubblica emanato dal Ministero dell'economia e delle finanze di concerto con il Ministero dell'agricoltura, della sovranità alimentare e delle foreste e il Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica e pubblicato nella Gazzetta ufficiale n. 59 del 10 marzo 2023 – resosi necessario come strumento per garantire un criterio di efficienza negli investimenti del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR).

In tale contesto è altrettanto importante menzionare il "Decreto siccità" (D.L. 39/2023) "Disposizioni urgenti per la prevenzione e il contrasto della siccità e per il potenziamento e l'adeguamento delle infrastrutture idriche" che tra le principali misure istituisce la Cabina di regia per la crisi idrica e nomina il Commissario straordinario nazionale per la scarsità idrica. Con il "Decreto siccità", si introducono specifiche misure volte ad aumentare la resilienza dei sistemi idrici ai cambiamenti climatici e a ridurre dispersioni di risorse idriche. Si prevedono, tra l'altro:

- un regime semplificato per le procedure di progettazione e realizzazione delle infrastrutture idriche che rinvia al modello PNRR;

- l'aumento dei volumi utili degli invasi;

- la possibilità di realizzare liberamente vasche di raccolta di acque meteoriche per uso agricolo entro un volume massimo stabilito;

- il riutilizzo delle acque reflue depurate per uso irriguo;

- l'introduzione di notevoli semplificazioni nella realizzazione degli impianti di desalinizzazione.

A livello di *governance*, un ruolo importante è rivestito anche dagli Enti di bonifica. La normativa nazionale di riferimento in materia di bonifica è il regio decreto n. 215/1933 "Nuove norme per la bonifica integrale". Ai sensi del suddetto regio decreto n. 215/1933, i Consorzi di bonifica, enti pubblici economici preposti alla realizzazione, gestione e manutenzione di opere pubbliche strumentali al perseguimento delle finalità istituzionali agli stessi attribuite, hanno potere impositivo: tutti i proprietari di beni immobili ricadenti in un comprensorio di bonifica sono tenuti a pagare un contributo al consorzio per la manutenzione, l'esercizio e la custodia

delle opere di bonifica. Secondo il Codice civile, l'imposizione del contributo è legittima se l'immobile è ubicato nel comprensorio di bonifica e se ha tratto o può trarre vantaggio dalle opere di bonifica realizzate (artt. 857-865 del Codice civile). Ulteriori riferimenti ai consorzi di bonifica sono contenuti nel decreto legislativo n. 152/2006. I consorzi di bonifica hanno una struttura associativa e di autogoverno e sono amministrati da organi democraticamente eletti dai consorziati. I consorzi di bonifica, il cui comprensorio è definito con riferimento ai bacini idrografici, garantiscono un efficace presidio territoriale, coordinando interventi pubblici e privati per la difesa del suolo, la regolazione delle acque, l'irrigazione e la salvaguardia ambientale.

A seguito del trasferimento delle competenze in materia di demanio idrico dallo Stato alle Regioni, iniziato con il decreto del Presidente della Repubblica n. 616/1977 e conclusosi con il decreto legislativo n. 112/1998, la gestione e l'adeguamento dei canoni di derivazione delle acque e il relativo incasso spetta alle regioni e alle province autonome.

Uno dei problemi maggiori della *governance* per la gestione razionale dell'acqua in agricoltura è il prelievo abusivo, ossia il prelievo diretto da corpi idrici superficiali e/o sotterranei in assenza di concessione e quindi in assenza di controllo dell'effettivo prelievo e consumo. Tale fenomeno in alcuni casi, specie con riferimento ai prelievi da falda, rende l'elaborazione del bilancio idrico molto incerta, limitando di conseguenza la capacità regolatoria del Piano di gestione delle acque.

Nel settore industriale (escluso quello idroelettrico), la maggior parte degli usi avviene in autoapprovvigionamento, mediante soprattutto pozzi privati o prelievi diretti di acqua superficiale, approvvigionandosi in misura meno significativa da consorzi e reti idriche civili. In questo ambito, come anche per gli usi irrigui, è piuttosto marcato il fenomeno dell'abuso, anche a causa della mancanza di una vera e propria banca dati dei prelievi, unica a livello nazionale e, soprattutto, popolata con dati aggiornati.

Nel contesto descritto, la *governance* del settore idrico industriale è molto complessa e frammentata, e ad oggi non vi sono leggi specifiche in grado di normare con efficacia (anche attraverso limitazioni) il ricorso all'autoapprovvigionamento.

Nel settore idrico industriale, le aziende sono spesso responsabili dei propri costi relativi all'approvvigionamento, trattamento e smaltimento dell'acqua utilizzata nei processi industriali.

Il decreto legislativo n. 152/2006 resta la norma di riferimento anche per questo tipo di prelievo, contenente disposizioni sul generale controllo dell'uso delle risorse idriche e la tutela dell'ambiente, le cui disposizioni si applicano anche agli usi industriali delle acque gestite nell'ambito del servizio idrico integrato. Il decreto legislativo n. 152/2006 stabilisce anche le disposizioni generali in materia di autorizzazione e controllo degli scarichi di acque reflue industriali. In particolare, gli articoli 124 e 125 disciplinano il rilascio delle autorizzazioni per gli scarichi di acque reflue,

imponendo condizioni e limiti alle attività industriali al fine di proteggere la qualità delle acque e prevenire l'inquinamento e prevedendo che le autorità competenti stabiliscano i requisiti e i limiti massimi consentiti per gli scarichi, tenendo conto delle caratteristiche dei corpi idrici ricettori e delle esigenze di tutela ambientale. Allo scopo di incentivare il riutilizzo di acqua reflua o già usata nel ciclo produttivo, il canone di derivazione per le utenze industriali è ridotto in funzione dell'utilizzo nel processo produttivo di acqua reflua o già usata. Infatti, il decreto legislativo n. 152/2006 disciplina anche le Autorizzazioni integrate ambientali (AIA), l'autorizzazione unificata per le attività industriali che potrebbero avere impatti sull'ambiente, inclusi quelli legati alla gestione delle acque, insieme al D.P.R. n. 59/2013 (Regolamento recante la disciplina dell'autorizzazione unica ambientale e la semplificazione di adempimenti amministrativi in materia ambientale gravanti sulle piccole e medie imprese e sugli impianti non soggetti ad AIA).

Le attività industriali sono inoltre tenute a conformarsi con i Piani di tutela delle acque, stabiliti a livello regionale, che forniscono orientamenti e disposizioni specifiche per la gestione sostenibile delle risorse idriche.

A livello di *governance*, le ARPA e le Autorità di bacino distrettuali svolgono un ruolo centrale nel monitorare e controllare le attività industriali per garantire il rispetto delle normative ambientali, essendo anche coinvolte nella valutazione dell'impatto ambientale e nell'emissione di autorizzazioni.

La legislazione del settore idrico è caratterizzata da complessità e mancanza di chiarezza, a causa di una mole di leggi, regolamenti e direttive. La frammentazione del panorama normativo può creare confusione e ostacolare l'efficace gestione e utilizzo delle risorse idriche, ponendo sfide per i gestori, gli operatori e, in ultima analisi, per la collettività nel suo complesso (Confindustria, 2024). La situazione attuale è caratterizzata da un assetto normativo frastagliato, composto da leggi settoriali (specificatamente indirizzate ai servizi idrici) e normativa generale, quale quella sui servizi pubblici locali, sugli appalti pubblici e sulle partecipazioni societarie delle pubbliche amministrazioni, nelle parti applicabili ai servizi idrici. Inoltre, la regolamentazione è complicata dalla presenza di norme talvolta sovrapposte a livello nazionale, regionale e comunale.

Tali condizioni di frammentazione e sovrapposizione dei poteri decisionali caratterizzano un settore esposto a criticità nella gestione della risorsa idrica da monte a valle del suo utilizzo.

Si contano, ancora oggi, più di 1200 enti gestori, di cui ben 800 esercitano il servizio idrico senza le necessarie autorizzazioni; si tratta, soprattutto, di Comuni che forniscono direttamente il servizio in assenza dei requisiti di legge. Per gestire il servizio in economia, i Comuni devono possedere i requisiti stabiliti al comma 2-bis dell'art.147 del decreto legislativo n. 152/2006 (Confindustria, 2024).

Ad esempio, per quanto concerne la gestione degli invasi, le criticità gestionali determinano una vulnerabilità anche rispetto agli effetti generati dai cambiamenti climatici. La frammentarietà in alcuni casi determina la compresenza sullo stesso invaso di soggetti differenti deputati alla gestione di opere di derivazione o interconnessioni idrauliche con altri bacini e/o con invasi. Inoltre, il sistema di controllo e gestione delle dighe è caratterizzato molto spesso dall'inadeguatezza tecnico-gestionale-finanziaria di concessionari e gestori e da carenza o assenza di controlli, nonché dal mancato coordinamento con i procedimenti amministrativi dei diversi enti coinvolti, che in alcuni casi rendono lenti gli interventi fondamentali per la sicurezza e la funzionalità (Catalano, 2019). In assenza o ritardata manutenzione ordinaria, diventano necessarie manutenzioni straordinarie significative in termini tecnici ed economici.

Alla frammentarietà gestionale si affianca quella normativa. Il quadro giuridico in materia è articolato e complesso e ha avuto negli anni significative modifiche. La legislazione primaria e secondaria, di carattere regolamentare e amministrativo, è inoltre interconnessa con le disposizioni di protezione civile e di tutela ambientale. Di fatto le dighe sono opere in concessione nelle quali l'utilizzazione della risorsa idrica, unitamente al controllo sull'uso, è di competenza delle regioni. La legge n. 584/1994 definisce una grande diga e specifica il riparto di competenze in mate-

ria di vigilanza della sicurezza dell'infrastruttura tra lo Stato e le Regioni. Già in precedenza la legge n. 183/1989 aveva specificato tale riparto di attività. Per grande diga si intende un'opera di sbarramento o una traversa che supera i 15 metri di altezza o il cui volume di invaso è superiore ad 1 milione di metri cubi. Le Regioni e le Province autonome sono i soggetti proprietari delle opere e le concedenti l'uso della risorsa idrica. Lo Stato, attraverso la Direzione generale per le dighe e le infrastrutture idriche del Ministero delle infrastrutture e dei trasporti, ha mantenuto la vigilanza tecnica sulle opere di sbarramento. Il mantenimento della capacità di invaso, ivi comprese la salvaguardia sia della qualità dell'acqua invasata sia del corpo ricettore, le operazioni di svasso, sghiaimento e sfangamento delle dighe sono effettuate sulla base di un progetto di gestione dell'invaso. Il progetto di gestione è finalizzato a definire, tra gli altri, il quadro previsionale di dette operazioni connesse con le attività di manutenzione da eseguire sull'impianto. Il progetto di gestione è predisposto dal gestore sulla base dei criteri fissati con decreto interministeriale (Ministero delle infrastrutture e Ministero dell'ambiente) n. 205 del 12 ottobre 2022, l'aggiornamento dei quali è previsto nell'ambito del tavolo tecnico permanente. Il Progetto è approvato dalla regione, con eventuali prescrizioni, anche attraverso il ricorso ad apposita conferenza di servizi, entro sei mesi dalla sua presentazione, previo parere dell'amministrazione competente alla vigilanza sulla sicurezza dell'invaso e dello sbarramento e sentiti, ove necessario, gli enti gestori delle aree protette direttamente interessate. Per quanto concerne la determinazione, da parte delle regioni, dei canoni di concessione per l'utenza di acqua pubblica i criteri generali sono contenuti nel decreto 31 dicembre 2022 del Ministero dell'economia e delle finanze, adottato di concerto con il Ministero dell'ambiente e

della sicurezza energetica e il Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali e della sovranità alimentare.

Per quanto riguarda la fase dei prelievi, i soggetti che rilasciano e revocano le concessioni di derivazione (le Regioni) non sono gli stessi soggetti che dovrebbero definire quanta risorsa deve essere destinata a ciascun uso (le Autorità di bacino distrettuali). In questo modo, i soggetti che pianificano l'uso della risorsa non dispongono di pieni poteri per attuare la loro stessa pianificazione, e in questi anni è mancata una forma di coordinamento tra i due livelli istituzionali. Solo in fase di piena emergenza, con gli Osservatori permanenti, si è registrato un maggiore coordinamento, ma ciò dovrebbe diventare la regola e non l'eccezione. La mancanza di strumenti di misura dei prelievi effettuati, soprattutto negli usi irrigui e industriali, nonché l'assoluta carenza di controlli da parte delle autorità pubbliche che i prelievi effettivi corrispondano a quanto previsto dalle relative concessioni è un elemento di assoluta criticità.

In materia di pianificazione dell'uso della risorsa, si registra una sovrapposizione tra il Piano di Gestione di Distretto (predisposto dalle Autorità di bacino distrettuali) e il Piano di tutela delle acque (elaborato dalle Regioni). Le lacune della pianificazione della risorsa si ripercuotono anche sull'attenzione alla sua tutela e rinnovo nel tempo: il 9.1% delle falde sotterranee è in stato di scarsità idrica (il 19.0% dei corpi idrici tracciati) e secondo le ultime stime ISPRA disponibili, mediamente (ovvero considerando l'intero periodo 1951-2022) solo il 22.7% delle precipitazioni contribuisce alla ricarica degli acquiferi del Paese. Inoltre, il 25.4% è l'aliquota di precipitazione che si trasforma in deflusso superficiale (ossia che non è infiltrata o trattenuta dal suolo), mentre il restante 51.9% delle

precipitazioni si trasferisce in atmosfera per i fenomeni di evaporazione diretta dagli specchi d'acqua, dal terreno e dalla vegetazione (intercezione) e di traspirazione della vegetazione (quota di evapotraspirazione) (ISPRA, 2023).

Queste percentuali possono variare, però, di anno in anno e in caso di alte temperature, come quelle registrate durante la siccità 2022, possono fortemente "alterare" queste percentuali. Nel 2022, secondo le stime ultime dell'ISPRA solo il 13.5% delle precipitazioni ha contribuito alla ricarica degli acquiferi del Paese, solo il 18.5% è stata l'aliquota di precipitazione che si è trasformata in deflusso superficiale e ben il 69.3% è stata la percentuale di evapotraspirazione rispetto alla precipitazione. Per una disamina dettagliata del bilancio idrologico stimato da ISPRA si veda il Capitolo 1.

Non sono solo le acque sotterranee a mancare dell'attenzione necessaria per la loro gestione sostenibile, ma è evidente lo stato incompleto di molti invasi nel Paese, che non risultano terminati o che sono sottoutilizzati perché mancano opere di completamento. Tale situazione si somma alla scarsa manutenzione degli invasi stessi (con fenomeni di interrimento) e i due fattori fanno sì che la capacità di accumulo effettiva sia molto al di sotto di quella potenziale e di progetto. Infatti, ad oggi, circa il 33% della capacità delle grandi dighe non risulta sfruttato (Commissario straordinario nazionale per l'adozione di interventi urgenti connessi al fenomeno della scarsità idrica, 2024).

In aggiunta, si registra l'incompletezza e talvolta la mancanza di reti di adduzione che rendano realmente fruibile la risorsa accumulata negli invasi per gli usi industriali, civili o irrigui; anche in questo caso, spesso mancano modesti collegamenti o il completamento di impianti di potabiliz-

zazione, per cui l'acqua viene invasata ma non è disponibile per il successivo utilizzo.

Un'altra criticità riguarda l'esistenza di sistemi acquedottistici isolati, cioè non interconnessi tra loro, e che spesso dipendono da un'unica fonte di approvvigionamento: quando tale fonte va in crisi, l'intero sistema ne risente, rendendo necessario il razionamento della risorsa. L'interconnessione degli acquedotti e la diversificazione delle fonti da utilizzare conferiscono flessibilità e resilienza ai sistemi di approvvigionamento.

In materia di efficientamento dei prelievi, ad oggi i canoni di derivazione pagati per l'uso dell'acqua sono molto contenuti e non riflettono il costo ambientale della risorsa. Inoltre, in molti casi tali canoni non risultano aggiornati da lungo tempo. Canoni di derivazione eccessivamente ridotti rendono non convenienti dal punto di vista economico altre forme di approvvigionamento, come, ad esempio, il riuso di acque depurate.

In generale, la tariffa che pagano gli utenti finali diversi dagli utenti civili, cioè la tariffa che pagano gli agricoltori o gli operatori industriali per usi irrigui o produttivi, non è ispirata al criterio del *full cost recovery*, come è quella per uso potabile. Nei consorzi irrigui, la tariffa non include i costi di capitale (costi di realizzazione e di manutenzione straordinaria) delle opere gestite, che restano a carico della fiscalità generale (in quanto opere realizzate esclusivamente con contributi pubblici dello Stato e delle Regioni).

Anche rispetto al servizio idrico integrato, la tariffa rappresenta un elemento chiave per la promozione di efficienza nel settore, in quanto principale fonte di remunerazione dei gestori e di copertura dei costi di esercizio, manutenzione e investimento. La tariffa idrica italiana è tra le più

basse d'Europa: pari in media a 2.1 euro/m³, meno della metà della media dei primi 10 Paesi europei. Ne consegue un'infrastruttura idrica vetusta, con il 25% delle opere che ha oltre 50 anni e il 60% oltre 30 anni.

Un'infrastruttura obsoleta e poco avanzata tecnologicamente comporta inefficienze e sprechi anche lungo la fase di distribuzione: le perdite idriche percentuali raggiungono un tasso del 41.2% e sono tra le più alte d'Europa (25% la media UE-27+UK). Infatti, gli investimenti dei gestori industriali, sebbene siano raddoppiati negli ultimi 10 anni, si limitano ad un tasso di 56 euro per abitante all'anno, ampiamente sotto la media UE (78 euro per abitante la media UE27+UK).

Una tariffa bassa determina, da un lato, un limitato tasso di investimenti infrastrutturali del settore e, dall'altro, "deresponsabilizza" il consumo: l'Italia è il secondo paese più idrovoro d'Europa in termini di prelievi ad uso potabile con un valore di 156.5 m³/anno/per abitante, seconda solo alla Grecia.

Le opere infrastrutturali sono necessarie anche a valle dei consumi, nella fase di depurazione. Ad oggi ancora 1.3 milioni di italiani vivono in comuni privi del servizio di depurazione, il che, oltre all'evidente danno ambientale, riduce nuovamente la disponibilità di acqua depurata potenzialmente riutilizzabile.

L'Italia è un Paese generalmente ricco di acqua, ma l'effetto del cambiamento climatico e in particolare gli eventi siccitosi aumentati in frequenza a partire dagli anni '2000 hanno posto l'accento sulla necessità di indirizzarsi a fonti di approvvigionamento non convenzionali (*The European House* – Ambrosetti, 2024). Tra queste la dissalazione è una pratica che suscita crescente attenzione. L'Italia si posiziona al secondo posto in UE per capacità di dissalazione, con il 7.6% del totale della produzione europea e una produzione di acqua dissalata di 657 585 m³ al giorno nel 2020. Nonostante il rilancio dell'attrattività della tecnologia in Italia grazie al decreto legge n. 39/2023, permane l'assenza di target di produzione e di una roadmap di implementazione sul medio-lungo periodo anche a causa dei maggiori costi di produzione e delle problematiche di gestione ambientale delle brine (per maggiori dettagli si rinvia al Capitolo 11 del presente volume).

Poste le criticità strutturali e gestionali elencate, la disponibilità di dati aggiornati e omogenei nei territori è l'unica linea di indirizzo su cui basare decisioni di investimento per il Paese. L'assenza di un bilancio idrico aggiornato che coinvolga tutti i territori italiani, tutte le fonti di accumulo idrico e di approvvigionamento e tutti gli usi finali rappresenta indubbiamente una criticità rispetto al potenziale percorso di miglioramento del sistema idrico nazionale.

Le possibili azioni per il superamento delle criticità

Le possibili azioni per orientare investimenti e politiche per il superamento della condizione delle criticità nel settore idrico italiano sono da sempre oggetto di confronto e dibattito in numerosi tavoli istituzionali, governativi e non. Esse si possono suddividere in due orizzonti temporali: interventi nel breve periodo, di carattere anche emergenziale, e riforme strutturali per il medio-lungo periodo.

Gli interventi riguardano tre aspetti chiave della realtà gestionale del settore:

- **regolazione ambientale, che ambisce all'efficientamento della gestione della risorsa sia tramite il potenziamento delle strutture decisionali, sia favorendo una maggiore disponibilità dei dati;**
- **regolazione economica, per il riallineamento degli interessi tra salvaguardia della risorsa e consumo di questa, ponendo obiettivi sempre più sfidanti in ottica di sostenibilità;**
- **aspetti infrastrutturali e gestionali, che trovano compimento nella definizione di una strategia nazionale integrata.**

2.6.1 Regolazione Economica

Breve periodo

Per quanto concerne gli usi civili, una delle misure di regolazione economica dibattuta, ed entrata recentemente nel sistema di regolazione economica, ancorché in forma sperimentale, è l'introduzione nel settore regolamentato e controllato da ARERA del macro-indicatore "MO – Resilienza idrica", in occasione del nuovo metodo tariffario (MTI-4) approvato con Delibera 28 dicembre 2023 639/2023/R/idr (ARERA, 2024). L'indicatore ha la finalità di monitorare l'efficacia attesa del sistema complessivo di approvvigionamento idrico ai fini del soddisfacimento della domanda idrica e può esser applicato anche ad usi diversi da quello civile.

Per la prima volta dall'avvento della regolazione indipendente nel servizio idrico integrato, dunque, il regolatore allarga il proprio raggio di azione anche agli altri usi, che fino ad oggi non hanno dovuto sottostare a particolari vincoli regolatori, sia sotto il profilo dell'efficienza dell'utilizzo che di quello della reale copertura dei costi cagionati. È questo un passo auspicabile, visto che qualsiasi azione volta alla gestione sostenibile delle risorse idriche e al rafforzamento della resilienza dei sistemi di approvvigionamento non può prescindere dalla conoscenza e consapevolezza di tutti gli usi concorrenti della medesima fonte e della reale pressione antropica sullo stato dei corpi idrici da parte del gestore del servizio idrico, al

fine di una programmazione più efficace degli interventi.

Il macro-indicatore è declinato in due indicatori: MOa, già operativo da gennaio 2024, e MOb che invece sarà introdotto in via sperimentale a partire da gennaio 2025, per una possibile introduzione a partire dal gennaio 2026.

- L'MOa riguarda la resilienza idrica a livello di servizio idrico integrato, rapportando l'uso civile, comprensivo delle perdite, alla disponibilità idrica di un dato territorio, considerando anche eventuali differenziali di volumi derivanti dagli scambi con territori contigui.

- L'MOb considera anche l'uso irriguo e industriale. Esso è infatti calcolato come il rapporto tra la sommatoria dei consumi per i differenti usi della risorsa – civile (comprensivo di perdite), irriguo e industriale – rispetto alla disponibilità idrica totale del territorio, considerando anche il bilancio idrico import/export. L'impostazione di questo indicatore introdotto nella regolazione economica non è molto dissimile dall'indicatore del reporting previsto ai fini dell'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE per la valutazione della pressione dei prelievi per i corpi idrici, il Water Exploitation Index Plus (WEI+), trattato nei Capitoli 8 e 11.

Sebbene persistano alcune criticità (in particolare per il macro-indicatore MOb) con riferimento alla misurazione delle risorse idriche disponibili per i vari settori e dei consumi per i diversi usi (dal potabile al settore agricolo e quello industriale), l'introduzione dell'indicatore è sicuramente un importante passo avanti per incentivare la conservazione e la gestione efficiente della risorsa idrica.

Un'ulteriore misura nel breve periodo è senz'altro l'adozione da parte delle regioni

di nuovi criteri per i canoni di derivazione dell'acqua per gli usi diversi dal potabile (irriguo e industriale), in ottemperanza al decreto 31 dicembre 2022, affinché i canoni diventino uno strumento di incentivo al risparmio idrico e alla riduzione dei prelievi, potendoli differenziare per aree (più critiche e meno critiche) e per usi.

Medio-lungo periodo

Tra le misure di medio-lungo periodo più dibattute nei tavoli di settore, se ne segnalano due in modo particolare: a) la possibilità di estendere la *governance* regolatoria anche all'approvvigionamento idrico primario, inteso come l'insieme delle infrastrutture idriche a monte dei settori di impiego dell'acqua (civile, irriguo, industriale); b) l'introduzione di Certificati Blu per incentivare il risparmio idrico e la riduzione dei prelievi da parte di tutti gli utilizzatori.

Estensione della *governance* regolatoria

Per il servizio idrico integrato è presente un sistema di *governance*, regolatoria, ampiamente consolidato. Non altrettanto avviene per gli approvvigionamenti idrici che non rientrano in questo perimetro, quali, in particolare, quello dell'approvvigionamento idrico primario.

È stato rilevato che attualmente la fornitura di acqua grezza nella maggior parte dei casi non è remunerata o non lo è adeguatamente in relazione ai costi sostenuti, il che non consente di dar luogo alla pianificazione, programmazione e ai controlli necessari per l'uso ottimale della risorsa. Laddove ci sono operatori economici che gestiscono l'acqua grezza ci sono maggiori coperture finanziarie e competenze (anche poche, ma chiare)

per le manutenzioni che, tuttavia, non sempre sono sufficienti. La mancanza delle coperture finanziarie per le manutenzioni delle infrastrutture esistenti è connessa anche ai rapporti concessori che non hanno ben disciplinato l'attività di manutenzione, nonché all'utilizzo dei canoni demaniali, da parte delle Regioni. Il costo sostenuto per le concessioni non coincide con il costo della risorsa. Analogamente accade per la realizzazione di nuove opere.

La tematica relativa all'individuazione delle fonti di finanziamento necessarie per affrontare le suddette criticità ed arrivare alle soluzioni prospettate, rilevato che le competenze sono ripartite tra vari Ministeri, (soprattutto Ministero delle infrastrutture, Ministero dell'agricoltura e Ministero dell'ambiente, ma non solo), rendono ancora più evidente l'importanza di un coordinamento interistituzionale sulla gestione ottimale della risorsa idrica e degli investimenti infrastrutturali ad essa connessi.

Il sistema delle competenze tra gestori ed enti ha portato a una situazione poco definita, in cui non sempre sono chiari i compiti e le responsabilità, con conseguenti lungaggini nella presentazione dei progetti di manutenzione e approvazione. Ad esempio, i consorzi di bonifica sono in molti contesti anche gestori di grandi invasi.

Una possibile soluzione è quella di prevedere l'estensione della *governance* regolatoria anche per l'approvvigionamento idrico primario, predisponendo una regolazione e un controllo in analogia a quello del servizio idrico integrato con un sistema di pianificazione a livello di distretto idrografico, di gestione a livello regionale o interregionale e di controllo a livello centrale con una Autorità indipendente.

Certificati blu

È possibile prendere a riferimento il meccanismo dei permessi negoziabili, dove il regolatore definisce l'obiettivo ambientale a livello sistemico e i soggetti obbligati sono chiamati a scambiare titoli di risparmio idrico in un mercato organizzato. Un'opzione che si sta valutando è quella di creare un mercato specifico per il risparmio idrico, come nel caso dei Certificati Bianchi per l'efficientamento energetico. In tale contesto sarà necessario definire gli obiettivi vincolanti di riduzione del consumo idrico e i relativi soggetti obbligati, e quindi il perimetro delle imprese tenute a realizzare l'efficientamento richiesto e a sostenerne i relativi investimenti.

Con il Certificato Blu si riconoscerà il risparmio nell'uso finale di acqua, e si potranno premiare le imprese con un certificato per la quantità di acqua non usata. Il risparmio potrà essere correlato ad interventi quali innovazioni di prodotto o di processo che permettano di ridurre il consumo di acqua come input produttivo.

Il perimetro dei soggetti obbligati potrebbe essere individuato facendo riferimento a due grandezze:

- l'intensità idrica di settore;
- l'incidenza del consumo di acqua dei singoli settori sul totale di acqua utilizzata a fini produttivi.

Alle imprese obbligate dovrà essere attribuito un obiettivo di risparmio annuale, che potrà essere raggiunto attraverso azioni di efficientamento, ovvero acquistando i Certificati Blu sul mercato in mancanza di interventi.

Le imprese non facenti parte dei settori obbligati potrebbero comunque aderire

volontariamente al meccanismo, laddove rinvergono un vantaggio economico nel vedere riconosciuti dallo strumento

di mercato gli investimenti effettuati per ridurre il proprio consumo idrico (Laboratorio ref ricerche, 2022).

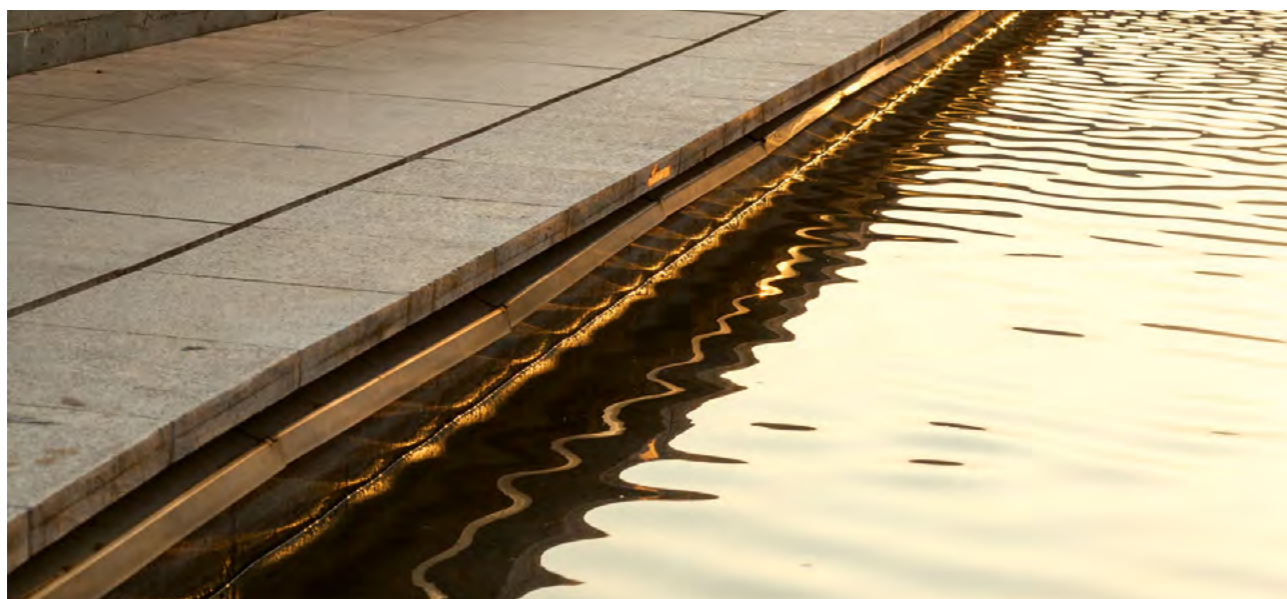
Regolazione ambientale e aspetti infrastrutturali

Breve periodo

La prima necessità è di tipo conoscitivo: è necessario predisporre bilanci idrici aggiornati che tengano conto della situazione delle infrastrutture dell'approvvigionamento idrico primario in relazione al fenomeno della siccità e della scarsità idrica. Pertanto, è necessario completare l'elaborazione, da parte delle Autorità di bacino distrettuali, con un coordinamento a livello centrale, dei bilanci idrici per distretto e sub-distretto, che consentiranno di individuare le principali situazioni di criticità e attribuire un livello di priorità alle relative misure strutturali e non.

Per il raggiungimento di questo obiettivo è necessario avviare la realizzazione di un'unica banca dati sugli usi della risorsa, ad esempio le concessioni di deriva-

zione rilasciate, e sulla disponibilità della stessa, utilizzando i dati già in possesso delle Autorità di bacino distrettuali e di altre amministrazioni centrali (ISPRA, MIT, MASAF, MASE, etc.) e territoriali (Regioni e Province autonome). I bilanci idrici devono essere aggiornati e devono avere ben chiara la disponibilità attuale e futura d'acqua sulla quale ridefinire le concessioni per i vari utilizzi. Occorre inoltre sottolineare come attualmente il quadro concessorio risulta in molte aree del paese ancora poco definito. È invece di fondamentale importanza nel quadro della definizione dei bilanci idrici che le concessioni siano censite in modo capillare seguendo un criterio idromorfologico, tale da rendere praticabile lo sviluppo di modelli di allocazione della risorsa a scala di bacino, essenziali sia in condizioni ordinarie che di emergenza.



A valle di questa prima attività di tipo conoscitivo le azioni più urgenti per incrementare sensibilmente la disponibilità di risorsa idrica potrebbero essere:

- **la predisposizione di nuovi piani di gestione e di laminazione delle piene degli invasi esistenti, per incrementare la capacità di accumulo, anche attraverso la trasformazione, per gli invasi esistenti ove possibile, dei piani di laminazione delle piene di tipo statico in piani di laminazione di tipo dinamico. Con i nuovi piani di gestione si potrà recuperare il 30% del volume di interrimento. Sebbene non esistano stime generali sul recupero in termini di capacità di invaso con la laminazione dinamica, confidando nelle previsioni meteorologiche a 1-3 gg, il recupero di capacità potrebbe essere totale, ovvero tutto il volume riservato alla laminazione;**
- **accelerare la progettazione e l'esecuzione delle opere necessarie per l'eliminazione delle limitazioni di invaso cui sono attualmente assoggettate numerose dighe;**
- **accelerare la progettazione e l'esecuzione delle opere accessorie mancanti per conseguire la piena funzionalità di numerosi invasi;**
- **provvedere, ove mancanti, al completamento dei collaudi ex articolo 14 del decreto del Presidente della Repubblica n. 1363/1959 recante "Regolamento per la compilazione dei progetti, la costruzione e l'esercizio delle dighe di ritenuta".**

Medio-lungo periodo

Le criticità presenti nell'attuale sistema di *governance*, come evidenziate sopra, hanno portato alla individuazione di molteplici proposte dibattute e discusse nei tavoli istituzionali. Tra queste, vi è senz'altro quella di semplificare la *governance* del settore, procedendo verso il potenziamento delle competenze delle Autorità di bacino distrettuali in materia di rilascio e revoca delle concessioni e il potenziamento delle loro strutture tecniche. Tale proposta implica la necessità di rinforzare come poteri e soprattutto come strutture

tecniche ed operative i soggetti che pianificano a livello di stretto idrografico l'uso della risorsa idrica: le Autorità di bacino distrettuali. Il sistema dei controlli da parte delle autorità pubbliche deve essere rafforzato, rendendolo più efficace attraverso meccanismi sanzionatori, politiche disincentivanti e l'introduzione obbligatoria di strumenti di misura intelligenti. La semplificazione della *governance* potrebbe passare attraverso un rafforzamento dello strumento del Piano di Gestione di bacino distrettuale, riconosciuto a livello di Unione europea e la previsione di un maggiore coordinamento tra i due livelli istituzionali (Autorità di bacino distrettuale e Regione).

Un'ulteriore proposta di modifica del sistema di *governance* riguarda la pianificazione d'Ambito, quale strumento di programmazione locale degli investimenti sulle infrastrutture idriche ricadenti nel perimetro del servizio idrico integrato. Una possibile proposta di revisione interessa proprio la composizione del piano: una prima parte di definizione del quadro strategico a livello di ambito territoriale che deve essere necessariamente coerente con il Piano di gestione e deve avere le caratteristiche di piano di lungo periodo; una seconda parte relativa al Programma degli interventi, da approvare per ogni periodo regolatorio (periodo di tempo di validità di un quadro di regole stabile e certo, ritenuto efficace e credibile dai vari attori presenti nel comparto idrico) con aggiornamenti biennali.

A livello nazionale è necessario adottare e aggiornare periodicamente il Piano nazionale di interventi infrastrutturali e per la sicurezza del settore idrico (PNISSI) – il principale riferimento per la programmazione degli investimenti nel settore idrico – che consente di definire una strategia di interventi basata su grande adduzione e interconnessioni, riuso, dissalatori, nuovi invasi e accumuli di pianura, ricarica delle falde.

Referenze bibliografiche

ARERA, 2024. Nuovo metodo tariffario -MTI-4. <https://www.arera.it/atti-e-provvedimenti/dettaglio/23/639-23>

Catalano, A. 2019. Le grandi dighe in Italia. Consistenza e sostenibilità del patrimonio infrastrutturale. L'Acqua – Rivista bimestrale dell'Associazione idrotecnica italiana.

Commissario straordinario nazionale per l'adozione di interventi urgenti connessi al fenomeno della scarsità idrica, 2024. Seconda relazione alla Cabina di regia per la crisi idrica. https://commissari.gov.it/media/iu3krdte/ii-relazione_completa.pdf

Confindustria, 2024. Dall'emergenza all'efficienza idrica. https://www.confindustria.it/wcm/connect/520f4c04-8dc2-4392-9e54-4c4fb2a5b202/Volume_Efficienza_idrica.pdf?MOD=AJPERES&CONVERT_TO=url&CA-CHEID=ROOTWORKSPACE-520f4c04-8dc2-4392-9e54-4c4fb2a5b202-oVBL080

European Commission. 2012. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European economic and social Committee and the Committee of the Regions. <https://www.eea.europa.eu/policy-documents/communication-from-the-commission-to-1>

Istat, 2014. 6° Censimento Generale dell'Agricoltura Utilizzo della risorsa idrica a fini irrigui in agricoltura. ISBN: 978-88-458-1805-9. <https://www.istat.it/produzione-editoriale/utilizzo-della-risorsa-idrica-a-fini-irrigui-in-agricoltura/>

Istat, 2019. Utilizzo e qualità della risorsa idrica in Italia. A cura di Stefano Tersigni. ISBN 978-88-458-1976-6. <https://www.istat.it/produzione-editoriale/utilizzo-e-qualita-della-risorsa-idrica-in-italia/>

Istat, 2022. Censimento delle acque per uso civile anno 2020. <https://www.istat.it/it/archivio/279363>

Rusconi, A., Baruffi, F. 2019. Cambiamento climatico e strategie resilienti di gestione delle acque. L'Acqua – Rivista bimestrale dell'Associazione idrotecnica italiana. 79–82.

Rusconi, A., Baruffi, F. 2023. Governo delle acque in Italia ai tempi del 'Next Generation EU.' L'Acqua – Rivista bimestrale dell'Associazione idrotecnica italiana. 89–99.

Laboratorio ref ricerche. 2022. Risparmio e tutela della risorsa idrica: verso i Certificati Blu per gli usi industriali? <https://laboratorioref.it/risparmio-e-tutela-della-risorsa-idrica-verso-i-certificati-blu-per-gli-usi-industriali/>

The European House – Ambrosetti. 2024. Libro Bianco per l'Italia 2024. Valore acqua per l'Italia. <https://eventi.ambrosetti.eu/valoreacqua2024/wp-content/uploads/sites/262/2024/03/Libro-Bianco-Valore-Acqua-per-l'Italia-2024.pdf>

How to cite

Sansone, G. 2024. "La governance dell'acqua in Italia", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 49-70. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/02>



Keywords

water crisis
civil protection
forecasting
prevention

Parole-chiave

crisi idrica
protezione civile
previsione
prevenzione

Previsione, prevenzione e contrasto delle crisi idriche: il valore aggiunto della conoscenza tecnico-scientifica nelle attività di protezione civile

Curatore

Andrea Duro

Dipartimento della protezione civile

Con contributi di

Dipartimento della protezione civile

Mario Barbani

Emanuela Campione

Cinzia Conte

Emilio De Francesco

Luca Delli Passeri

Andrea Gollini

Flavia Massimi

Silvia Puca

Per le immagini fornite e

per il supporto nella stesura dei testi,

gli Autori desiderano ringraziare:

Emanuela Piervitali e Walter Perconti

ISPRA

Massimiliano Pasqui

CNR-IBE

Valentina Pavan

ARPAE-SIMC

Luca Brocca

CNR-IRPI

Alberto Maieli

Autorità di bacino distrettuale del Fiume Po

Luca Pulvirenti e Luca Cenci

Fondazione CIMA

Le informazioni contenute in questo capitolo non riflettono necessariamente la posizione o il parere degli Enti di appartenenza degli Autori.

Gli Autori non sono responsabili per ogni uso che potrebbe essere fatto delle informazioni in essa contenute.

3.1	Introduzione	74
3.2	Previsione e prevenzione delle crisi idriche: aspetti di protezione civile	76
3.2.1	Il Gruppo tecnico-scientifico per le previsioni mensili e stagionali	83
3.2.2	Le misure di prevenzione e mitigazione	85
3.3	Il contrasto e il superamento delle crisi idriche	87
3.4	Il valore aggiunto della conoscenza tecnico-scientifica	92
3.5	Lezioni apprese e scenari futuri	97
3.6	Referenze bibliografiche	100

Negli ultimi venticinque anni, il territorio italiano è stato interessato, con crescente frequenza, da numerosi eventi siccitosi che hanno determinato la temporanea e consistente riduzione delle risorse idriche disponibili per i differenti comparti d'uso (idropotabile, irriguo, industriale, energetico, etc.): nella tabella 3.1 sono state elencate le principali crisi idriche verificatesi a partire dal 2000 nel territorio nazionale. In particolare, si evidenzia il ripetersi di eventi siccitosi nel bacino del fiume Po, dove, nel periodo 2022-2023, è stata registrata la più grave siccità degli ultimi 200 anni (Montanari et al., 2023). Dai primi mesi del 2024, una crisi idrica di notevole gravità sta interessando la Sicilia. Nella gran parte dei casi elencati nella tabella di seguito riportata è stata emanata la dichiarazione dello stato di emergenza.

Nell'ambito delle competenze istituzionalmente attribuite, il Dipartimento della protezione civile (DPC) e, più in generale, il Servizio nazionale della protezione civile, hanno affrontato gli effetti delle numerose crisi idriche, con particolare riferimento alle conseguenze sull'approvvigionamento idropotabile.

È opportuno evidenziare che le attività di gestione delle risorse idriche e la realizzazione di interventi strutturali rientrano negli ambiti di competenza di ammini-

strazioni e di soggetti pubblici e/o privati, mentre il ruolo del sistema nazionale della protezione civile è incentrato nelle azioni di previsione, prevenzione e contrasto delle crisi idriche che interessano il settore idropotabile e che comportano spesso notevoli disagi per la popolazione: turnazioni, riduzione delle erogazioni, intermittenza del servizio.

È importante ricordare, al riguardo, che il Codice della protezione civile (di cui al D.Lgs. 2 gennaio 2018, n.1) recita all'art.16, comma 1 che "l'azione del Servizio nazionale si esplica, in particolare, in relazione alle seguenti tipologie di rischi: sismico, vulcanico, da maremoto, idraulico, idrogeologico, da fenomeni meteorologici avversi, da deficit idrico e da incendi boschivi". Il rischio da deficit

idrico viene quindi dal legislatore annoverato, a pieno titolo, tra quelli in cui si esercita la funzione di protezione civile, intesa come "l'insieme delle competenze e delle attività volte a tutelare la vita, l'integrità fisica, i beni, gli insediamenti, gli animali e l'ambiente dai danni o dal pericolo di danni derivanti da eventi calamitosi di origine naturale o derivanti dall'attività dell'uomo" (art.1 del Codice).

Nei paragrafi successivi si descriverà sinteticamente il ruolo svolto da il DPC nell'intero ciclo di gestione delle crisi idriche, e quindi nelle attività volte alla previsione, prevenzione e mitigazione dei rischi, alla gestione delle emergenze e al loro superamento. Verrà evidenziato, inoltre, il valore aggiunto svolto dalla conoscenza tecnico-scientifica in tali ambiti.

Anno/i	Territori colpiti dalla crisi idrica (regioni e/o bacini)
2000	Nord Italia
2001-2002	Umbria, Puglia, Basilicata, Sicilia e Sardegna
2003	Bacino del fiume Po, Friuli Venezia Giulia
2006	Bacino del fiume Po
2007	Regioni centro-settentrionali
2012	Toscana, Umbria
2017	Piemonte, Emilia-Romagna, Marche, Umbria, Lazio
2022-2023	Piemonte, Lombardia, Liguria, Veneto, Friuli Venezia Giulia, Emilia-Romagna, Toscana, Marche, Umbria, Lazio
2024	Sicilia*

Tabella 3.1
Elenco delle principali crisi idriche avvenute dall'anno 2000 a oggi nel territorio nazionale. *Dato aggiornato al 31 agosto 2024.
Fonte: Dipartimento della protezione civile.

Previsione e prevenzione delle crisi idriche: aspetti di protezione civile

La finalità principale delle attività di previsione e prevenzione delle crisi idriche a fini di protezione civile è quella di prevedere, con il maggior anticipo possibile, condizioni meteorologiche e di disponibilità delle risorse potenzialmente predisponenti all'insorgere di crisi, in modo tale da dare agli Enti e ai soggetti responsabili della programmazione e della gestione il tempo necessario per la pianificazione e attuazione delle necessarie misure di prevenzione e di contrasto. Tra queste possiamo menzionare: la riprogrammazione e/o il trasferimento di risorsa idrica da altri sistemi di approvvigionamento; la ricerca di nuove fonti o di risorse alternative, misure di risparmio idrico, campagne di sensibilizzazione, etc. In tal modo, gli effetti dei fenomeni siccitosi potranno essere contenuti, ri-

ducendo così significativamente i disagi per la popolazione.

A differenza di molte altre calamità naturali quali, ad esempio, terremoti, eruzioni vulcaniche, inondazioni che si manifestano in tempi molto ristretti (secondi, minuti, ore o giorni), la siccità e le crisi idriche si sviluppano su archi temporali molto lunghi, dell'ordine di mesi o anni. Occorre dunque un periodo prolungato di deficit pluviometrico e idrologico affinché si possano dispiegare gli effetti sul territorio (Fig. 3.1).

È importante, comunque, non agire dopo il manifestarsi delle criticità nell'approvvigionamento idrico (approccio di tipo *reattivo*), ma prepararsi, con un approccio di tipo *proattivo* (Rossi et al., 1995, Rossi, 2000; Rossi et al., 2007),

basato sul costante e continuo monitoraggio delle variabili idrometeorologiche e delle disponibilità di risorsa, sul continuo aggiornamento degli scenari di impatto e sulla predisposizione di misure e interventi. Un'ulteriore strategia di gestione della risorsa idrica, anche in condizioni di scarsità, è quella di tipo *adattivo* (ad esempio, Owens, 2009; Williams, 2011) nella quale, data la complessità e l'incertezza dei fenomeni coinvolti, gli effetti delle azioni pianificate sono costantemente monitorati per apportare i necessari aggiustamenti al fine di conseguire gli scopi prefissati.

Tali strategie sono senz'altro più adeguate rispetto a un approccio di tipo *reattivo*, che sovente si traduce in una mera gestione della crisi spesso improvvisata e priva di un coordinamento; mentre è del tutto evidente che l'adozione di un approccio di tipo *proattivo* consente di ottenere risultati più efficaci e duraturi.

Il Dipartimento della protezione civile, congiuntamente ad altre amministrazioni, sia centrali che periferiche, è direttamente impegnato nell'adozione e nella promozione di metodologie operative ispirate all'approccio *proattivo*.

Come precedentemente richiamato, le attività di previsione e prevenzione sono strettamente connesse tra loro. Prevedere tempestivamente l'approssimarsi di condizioni siccitose consente di predisporre in tempo utile misure e interventi che possono permettere di mitigare gli impatti dei fenomeni siccitosi per lo meno nelle loro forme più estreme.

È pertanto di notevole rilevanza delineare i caratteri fondamentali dei possibili scenari di evento e di rischio delle crisi idriche, anche con il supporto di istituti di ricerca, università e fondazioni scientifiche: infatti, per quanto attiene la previsione, il Codice della protezione civile recita all'art. 2, comma 2, che la stessa

“consiste nell'insieme delle attività, svolte anche con il concorso di soggetti dotati di competenza scientifica, tecnica e amministrativa, dirette all'identificazione e allo studio, anche dinamico, degli scenari di rischio possibili, per le esigenze di allertamento del Servizio nazionale, ove possibile, e di pianificazione di protezione civile”. In particolare, per tali attività, il Dipartimento si avvale dell'apporto dei Centri di competenza, e cioè di soggetti che forniscono servizi, informazioni, dati, elaborazioni e contributi tecnico-scientifici in ambiti specifici. Per quanto concerne la prevenzione, l'art. 2 comma 3 stabilisce che: “la prevenzione consiste nell'insieme delle attività di natura strutturale e non strutturale, svolte anche in forma integrata, dirette a evitare o a ridurre la possibilità che si verificano danni conseguenti a eventi calamitosi anche sulla base delle conoscenze acquisite per effetto delle attività di previsione”.

La previsione della siccità e delle crisi idriche è un'attività complessa e articolata, che non può essere ricondotta alla rilevazione sistematica di una sola grandezza fisica, ma deve contemplare necessariamente l'analisi integrata di numerosi elementi tecnici e informativi e anche opportuni riscontri e giudizi di tipo esperto.

In linea generale, l'attività di previsione della siccità e delle crisi idriche a fini di protezione civile viene svolta effettuando costantemente il monitoraggio delle variabili meteorologiche e delle disponibilità idriche. Si tratta di due ampi filoni di attività, non mutuamente esclusivi, ma complementari e tra i quali esistono ampie interconnessioni, come evidenziato nei paragrafi che seguono. Per una valutazione più esaustiva del rischio da deficit idrico, occorre essere in grado di formulare una previsione delle disponibilità idriche a lungo termine e delle esigenze dei differenti comparti d'uso (Rossi, 2000).

Figura 3.1

Il Porto di Torricella, nel Comune di Sissa Trecasali (PR), sul fiume Po, visto dal drone aereo del giornalista Marco Epifani (giugno 2022). (Cortesia Ufficio comunicazione Autorità di bacino distrettuale del fiume Po).



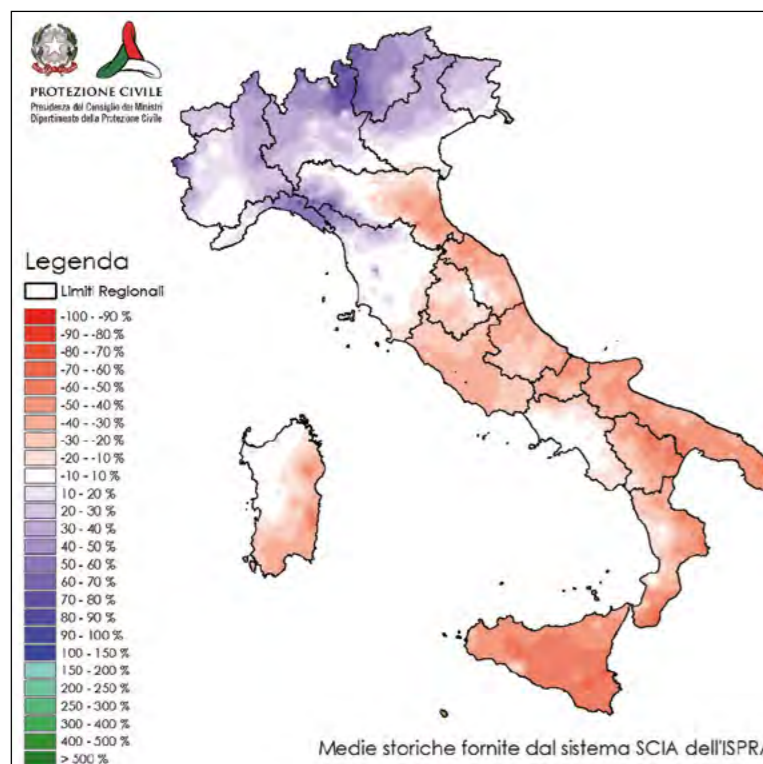


Figura 3.2
Esempio di anomalie pluviometriche percentuali del periodo set. 2023 – apr. 2024, rispetto alle medie storiche di riferimento. Elaborazioni del CFC del Dipartimento della protezione civile, medie storiche fornite dal sistema SCIA dell'ISPRA.

Una delle attività maggiormente rilevanti che viene effettuata costantemente dal DPC, e in particolare dal Centro funzionale centrale (CFC), è il monitoraggio delle precipitazioni, tipicamente su base mensile, e degli eventuali scostamenti degli afflussi meteorici rispetto alle medie storiche di riferimento (Fig. 3.2).

La persistenza di significative anomalie pluviometriche negative su ampie aree è uno degli elementi che, il più delle volte, richiama l'attenzione degli operatori e suggerisce un'intensificazione delle attività di monitoraggio, nonché l'analisi di altri elementi tecnici. Pur in presenza di condizioni di riduzione delle precipitazioni relativamente simili, in termini di durata e severità, l'innescò effettivo di una crisi idrica si presenta in modo differente da un'area all'altra, in ragione di numerosi fattori che riguardano il numero e la tipologia delle fonti di approvvigionamento idrico (ad esempio, se siano superficiali o sotterranee), le caratteristiche del sistema di approvvigionamento e di distribuzione, la presenza o meno di fonti alternative, l'interconnessione con altri schemi idri-

ci, le perdite di rete, etc. I predetti fattori concorrono a determinare quella che può essere definita in senso generale come la resilienza di un sistema di approvvigionamento idrico nei confronti di un fenomeno siccitoso e cioè la capacità dello stesso di assicurare una dotazione idrica sufficiente, pur in presenza di intensi fattori di stress quali la prolungata assenza di significativi apporti meteorici.

Oltre che le anomalie di precipitazione, il DPC esamina anche l'indice di precipitazione statistico SPI (Standardized Precipitation Index, McKee et al., 1993), uno degli indicatori maggiormente utilizzato a livello internazionale per il monitoraggio della siccità (meteorologica, idrologica e agricola). Lo SPI esprime la rarità di un evento siccitoso (inteso come deficit di precipitazione) a una determinata scala temporale, di solito dell'ordine dei mesi, sulla base dei dati storici (sull'uso di indici per il monitoraggio della siccità, si veda anche il paragrafo 11.5). Tale attività è condotta in stretta sinergia con il Centro di competenza ISPRA.

Unitamente al monitoraggio delle precipitazioni, viene effettuata anche l'analisi dell'andamento delle temperature, i cui aumenti possono incrementare in modo significativo l'ammontare dei prelievi e dei consumi per i diversi settori d'uso delle risorse idriche (Tibaldi et al., 2010; Vezzoli et al., 2016). Si sottolinea inoltre che, durante il periodo estivo, l'incremento delle temperature determina l'aumento della richiesta di energia per il raffrescamento degli edifici, con la conseguente riduzione delle risorse idriche presenti nei serbatoi artificiali adibiti alla produzione idroelettrica. Anche in questo caso, è di particolare interesse, non solo l'analisi dei valori di temperatura, ma anche l'esame degli scostamenti delle temperature rispetto alle medie storiche di riferimento (Fig. 3.3).

Occorre infine evidenziare che in taluni casi, peraltro sempre più frequenti, le temperature alte, spesso associate a condizioni di siccità, di per sé determinano un evidente stress termico che danneggia le colture agricole, e in particolare le superfici dei frutti e delle verdure.

È molto utile, in tale contesto, non solo il monitoraggio dei predetti valori meteorologici ma anche la consultazione di bollettini e report riguardanti la variazione di alcuni indici e indicatori. Tali bollettini vengono redatti da ministeri, regioni, istituti di ricerca, etc. e riportano l'andamento di indicatori di particolare interesse per il monitoraggio della siccità, come ad esempio, il citato indice SPI. Per quanto di notevole rilevanza, il monitoraggio delle variabili meteorologiche, precipitazioni e temperatura, non è tuttavia il più delle volte sufficiente a predire con precisione l'imminente insorgenza di criticità nell'approvvigionamento idrico. Infatti, come precedentemente richiamato, l'innescò di crisi idriche dipende da numerosi fattori.

Pertanto, il monitoraggio delle variabili meteorologiche viene generalmente integrato con l'analisi della disponibilità idrica nelle diverse forme (USGS, 2002; Wilhite e Pulwarty, 2018). Gli indicatori di disponibilità idrica più comuni rilevati con cadenza giornaliera, settimanale o mensile sono relativi alle acque superficiali (portate idriche, estensione della copertura nevosa, equivalente idrico della neve, etc.) e alle acque sotterranee (numero dei pozzi, portate erogate, andamento dei livelli piezometrici, salinità, etc.). Gli indicatori relativi agli utilizzi sono rilevati generalmente con differente cadenza temporale e prendono in considerazione i prelievi, distinti per tipologia delle fonti (superficiali o sotterranee) e tipo di utilizzo (irriguo, industriale, idropotabile, etc.), i differenti volumi idrici trattati (acqua potabilizzata, acqua addotta, acqua fatturata), la popolazione servita, le perdite di rete, etc.

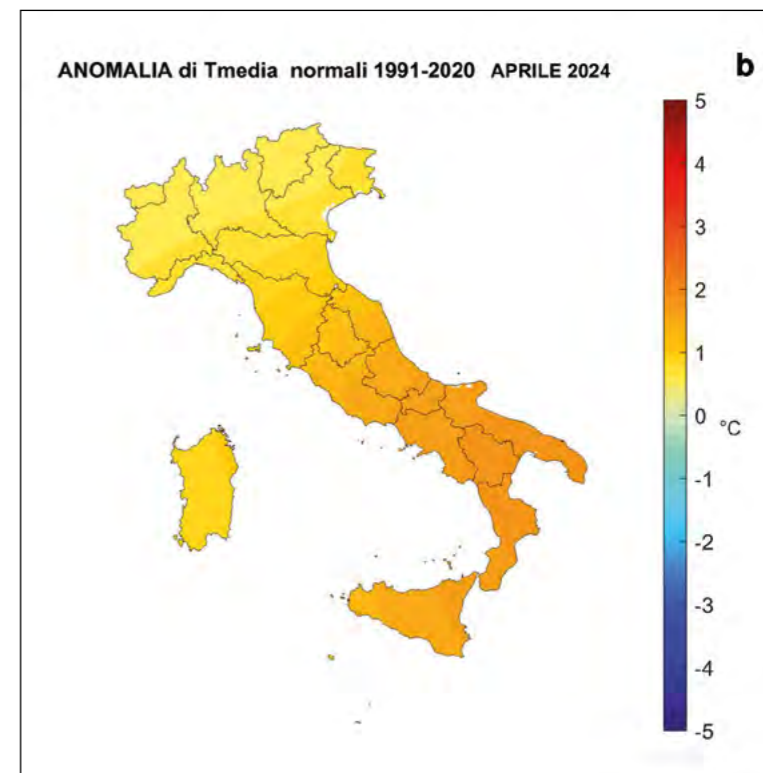
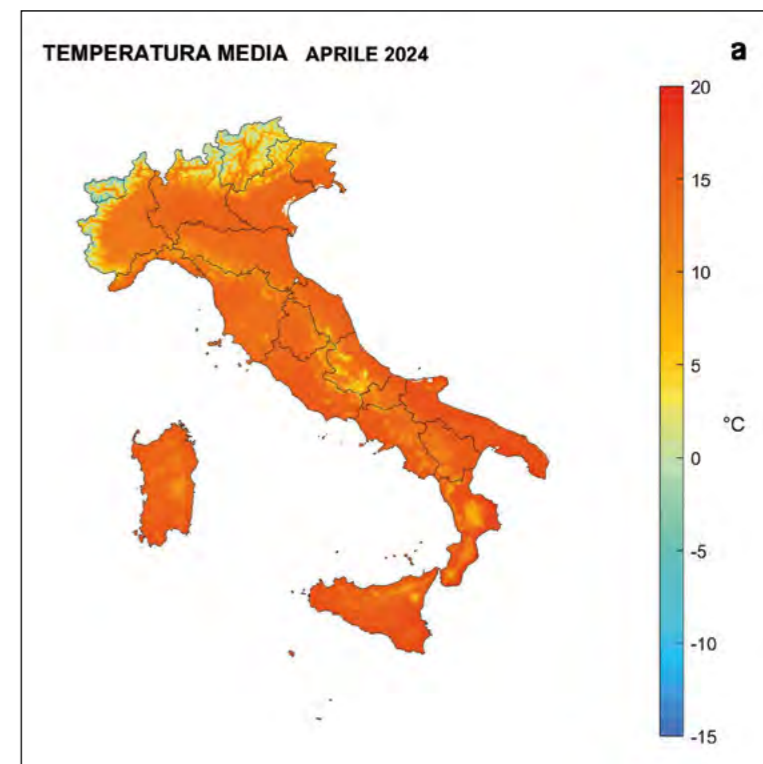


Figura 3.3
a) Temperatura media mensile; b) anomalia della temperatura media mensile calcolata rispetto al clima 1991-2020 del sistema SCIA di ISPRA. Dati riferiti al mese di aprile 2024. Fonte: rete dei Centri funzionali, elaborazioni ISPRA.

raggio in telemisura afferenti alla rete dei Centri funzionali, usate per le attività di monitoraggio strumentale per la previsione e prevenzione degli eventi alluvionali.

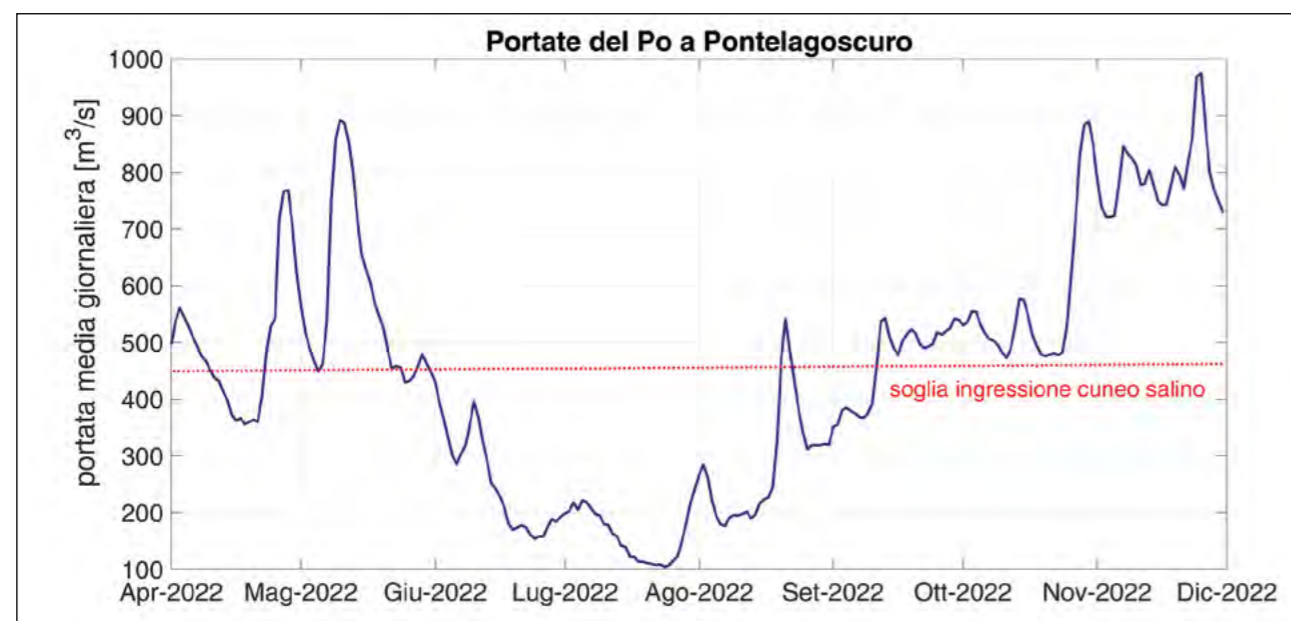
Di norma, viene effettuato il confronto delle portate dell'anno in corso con le medie storiche di riferimento e/o con le portate di anni nei quali si sono verificati episodi siccitosi. Inoltre, il monitoraggio dei deflussi superficiali delle grandi aste fluviali (come nel caso del Po e dell'Adige) è importante per comprendere se vi siano in atto fenomeni di intrusione salina oppure per prevedere il loro verificarsi (Fig. 3.4).

Infatti, nel caso di portate fluviali piuttosto ridotte, inferiori rispetto a soglie specifiche per ogni corso d'acqua, l'intrusione del cuneo salino si estende anche per decine di chilometri, come avvenuto nel 2022 per il Po (Tarolli et al., 2023; Tornatore et al., 2023). La risalita del cuneo salino pone notevoli difficoltà per l'irrigazione dei campi e l'approvvigionamento idrico a scopo idropotabile, come avvenuto sempre nel 2022 in alcune centrali di potabilizzazione che prelevano acqua dal fiume Po. Per tali ragioni, il sistema di protezione civile interviene per quanto riguarda l'approvvigionamento idropotabile mediante la

fornitura d'acqua per mezzo di autobotti o mediante il ricorso a fonti alternative. Negli ultimi anni, il fenomeno dell'intrusione salina è diventato sempre più frequente ed è probabile in futuro un ulteriore incremento della sua frequenza, in relazione alla crisi climatica in atto (Tarolli et al., 2023). Ai processi di interazione tra acque continentali e acque marine è dedicato il Capitolo 9 del presente volume.

Molto importante è anche il monitoraggio dei volumi idrici invasati nei serbatoi artificiali, presenti in tutto il territorio nazionale, ma maggiormente diffusi nelle regioni settentrionali, per l'uso idroelettrico, e nel Mezzogiorno, per gli utilizzi irriguo e idropotabile. Anche in questo caso i valori dei volumi idrici invasati, rilevati generalmente su scala mensile, ma anche su altre scale temporali, vengono confrontati con i valori medi storici o con quelli di anni nei quali si sono verificate crisi idriche di particolare gravità come nel 2002 nel caso delle regioni meridionali e insulari. I dati dei volumi d'invaso sono forniti prevalentemente dalle Amministrazioni regionali o dalle Autorità di bacino distrettuali, che li raccolgono presso gli enti gestori. Alle acque superficiali e agli invasi è dedicato il Capitolo 7 del presente volume.

Figura 3.4
Portate medie giornaliere del fiume Po alla sezione di Pontelagoscuro (FE) nell'estate 2022. Fonte: Arpae Emilia-Romagna.



Il monitoraggio dei volumi idrici invasati viene, inoltre, regolarmente effettuato nei laghi regolati di significativa estensione: nel caso dell'Italia, e in particolare delle regioni settentrionali, notevole importanza per gli usi irrigui della Pianura Padana assumono i grandi laghi alpini regolati: il lago Maggiore, il lago di Como, il lago d'Iseo, il lago di Garda e il lago d'Idro. Si tratta di corpi idrici di consistente volume ed estensione, la cui regolazione avviene per mezzo di opere di sbarramento idraulico che consentono la modulazione dei deflussi nei fiumi emissari, affluenti in riva sinistra del Po (Baratti, 1997).

Proprio nelle aree a monte dei grandi laghi alpini regolati, in inverno sono presenti estese coltri nevose la cui fusione nel periodo primaverile determina il rilascio di ingenti volumi idrici: pertanto, la valutazione dell'estensione della copertura nevosa, e la raccolta dei dati a terra necessari per la determinazione della densità e dell'altezza del manto nevoso, sono necessari per quantificare l'acqua presente sotto forma di neve, il cosiddetto equivalente idrico della neve (SWE - Snow Water Equivalent).

Ai fini del monitoraggio e del calcolo dell'estensione della coltre nevosa vengono di norma utilizzate immagini satellitari che consentono di ottenere dati molto accurati. Le piattaforme satellitari maggiormente utilizzate per tale attività sono i satelliti polari MODIS Terra e MODIS Acqua (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), nonché i satelliti Sentinel-2 del programma europeo Copernicus.

Un notevole limite per la stima dell'estensione della coltre nevosa, tuttavia, è la presenza di copertura nuvolosa. I satelliti europei di nuova generazione, come per esempio, MTG - Meteosat Third Generation, possono offrire un'utile soluzione a questo problema poi-

ché, essendo geostazionari, hanno una frequenza di acquisizione maggiore e la possibilità di reperire porzioni di territorio momentaneamente prive di nuvole; questo avviene a scapito, però, della risoluzione che, tuttavia, in casi di rappresentazioni a media scala, può essere considerata accettabile.

I dati a terra in tempo reale provengono dai nivometri della rete dei Centri funzionali, di proprietà delle Amministrazioni regionali. Rilievi su base giornaliera dell'altezza e della densità del manto nevoso sono effettuati nei campi neve dai Carabinieri forestali, dal Comando truppe alpine e dall'AINEVA (Associazione interregionale di coordinamento e documentazione per i problemi inerenti alla neve e alle valanghe). I dati dell'altezza del manto nevoso vengono forniti dai Carabinieri forestali, secondo quanto previsto dal protocollo Nevemont, anche in contesti non montani (pianura e/o collina), principalmente a supporto del monitoraggio degli effetti delle nevicate sulla viabilità, ma sono utili anche per la stima dell'equivalente idrico nell'ambito dell'allertamento per la valutazione delle criticità idrauliche legate al contributo nivale sui corsi d'acqua, qualora dovessero verificarsi repentini rialzi termici e precipitazioni acquose dopo intense nevicate sui bacini idrici. Ulteriori dettagli sul monitoraggio della coltre nevosa e, più in generale, della criosfera sono riportati nel Capitolo 5 del presente volume.

Inoltre, sempre nell'ambito del monitoraggio della disponibilità idrica, viene data rilevanza alle acque sotterranee, che costituiscono una risorsa strategica per l'approvvigionamento idrico, in particolare per le zone dove non sono presenti fonti idriche superficiali. Il monitoraggio viene generalmente finalizzato a comprendere l'andamento temporale dei livelli piezometrici delle falde freatiche, con un maggiore risalto, ad esempio, per i campi pozzi a

servizio di centri abitati. Per quanto riguarda invece le sorgenti, ubicate in corrispondenza dell'intersezione tra le superfici di falda e la superficie del terreno, si monitora generalmente la portata erogata, che in alcuni casi può essere molto significativa, come ad esempio per le sorgenti del Sele, in territorio campano, che riforniscono un'ampia porzione della Puglia (Viggiani, 2002), oppure per quelle del Peschiera, dalle quali sgorga buona parte dell'acqua che fluisce negli acquedotti di Roma (Pandolfi, 2008). Nonostante la notevole importanza del monitoraggio delle acque sotterranee, anche a fini di protezione civile, ancora oggi non sono disponibili i dati di monitoraggio quantitativo per numerosi corpi idrici sotterranei soggetti a utilizzo potabile e irriguo. Ulteriori informazioni sul monitoraggio delle acque sotterranee sono riportate nel Capitolo 8 del presente volume.

Nel caso di crisi idriche già in corso, viene inoltre effettuata una ricognizione degli impatti sulla popolazione mediante opportuni indicatori, come ad esempio la percentuale di riduzione delle portate immesse in rete, la durata e la frequenza delle turnazioni, etc. Queste informazioni sono di rilevanza fondamentale per comprendere l'entità dei disagi, nonché l'estensione delle aree interessate dagli stessi e, a loro volta, per comprendere in quali zone dovrà focalizzarsi l'azione delle differenti componenti del Servizio nazionale della protezione civile.

I dati relativi agli utilizzi vengono invece raccolti con cadenza molto variabile, da giornaliera ad annuale: per quanto riguarda le statistiche sull'acqua, generalmente su base annuale, spicca senza dubbio per importanza il consistente lavoro svolto dall'ISTAT, costantemente pubblicato in appositi studi e report resi disponibili sul proprio sito internet istituzionale. Agli utilizzi idrici nei diversi comparti è dedicato il Capitolo 11 del presente volume.

Dalla sintetica rassegna delle attività di monitoraggio delle variabili meteorologiche e di disponibilità idrica sopra riportata, emerge con chiarezza la grande mole e la differenziazione dei dati e delle informazioni necessarie sia per il monitoraggio che per il preannuncio delle crisi idriche. Al riguardo è opportuno evidenziare che i dati relativi al monitoraggio delle variabili meteorologiche e al quadro della disponibilità idrica, sia essa superficiale che sotterranea, nonché quelli relativi agli impatti, vengono raccolti da autorità di bacino distrettuali, amministrazioni regionali, consorzi di bonifica, associazioni di categoria, imprese private, etc. Non è un'attività semplice, in ragione di numerosi fattori, non sempre di natura tecnica, che vanno dall'elevata frammentazione gestionale all'incompletezza delle serie storiche, dall'assenza di studi dedicati all'inadeguatezza di forme di cooperazione e condivisione.

Il tempestivo preannuncio di una crisi idrica richiede necessariamente l'impegno congiunto, costante e condiviso di una pluralità di soggetti istituzionali, a vario titolo competenti in materia di gestione delle risorse idriche e di previsione, prevenzione e gestione delle crisi.

Consapevole di tali criticità, il Dipartimento della protezione civile ha sottoscritto a luglio 2016 i protocolli d'intesa istitutivi degli Osservatori distrettuali permanenti sugli utilizzi idrici delle Autorità di bacino distrettuali, la cui istituzione è stata promossa dall'allora Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare (MATTM), oggi Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica (MASE). Gli Osservatori distrettuali permanenti sugli utilizzi idrici sono organismi collegiali con compiti di raccolta, analisi e valutazione congiunta dei dati riguardanti le variabili meteorologiche e le disponibilità idriche, a supporto degli enti istituzionalmente competenti in materia di gestione della risorsa idrica.

Tali organismi rispondono all'esigenza di fornire supporto tecnico a una nuova *governance* dell'acqua che tenga conto della notevole complessità della gestione della risorsa idrica intesa nel senso più ampio, e cioè comprensiva della conoscenza dei sistemi di approvvigionamento idrico, del quadro degli utilizzi, dell'entità dei prelievi.

Per le attività di monitoraggio degli Osservatori sono state elaborate specifiche linee guida, ad esempio per quanto riguarda gli indicatori di scarsità idrica (Mariani et al., 2018).

La validità di questa innovativa forma di supporto tecnico è stata riconosciuta dal legislatore: infatti, con l'art. 11 D.L. 39/2023, convertito, con modificazioni, dalla legge n. 68/2023, l'istituzione de-

gli Osservatori è stata recepita a livello di norma primaria e tali strutture sono diventate organi delle Autorità di bacino distrettuali con il compito precipuo di svolgere "funzioni di supporto per il governo integrato delle risorse idriche".

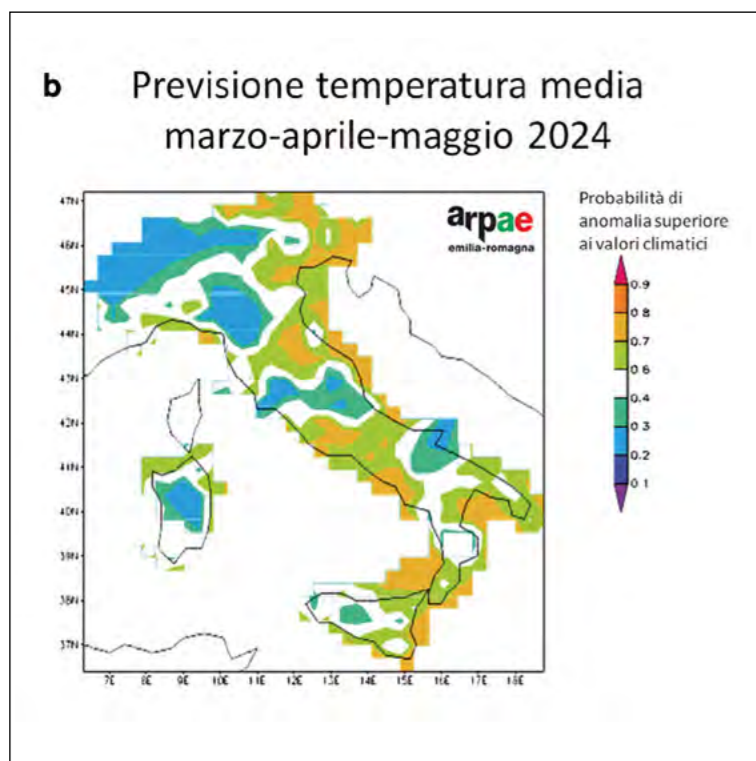
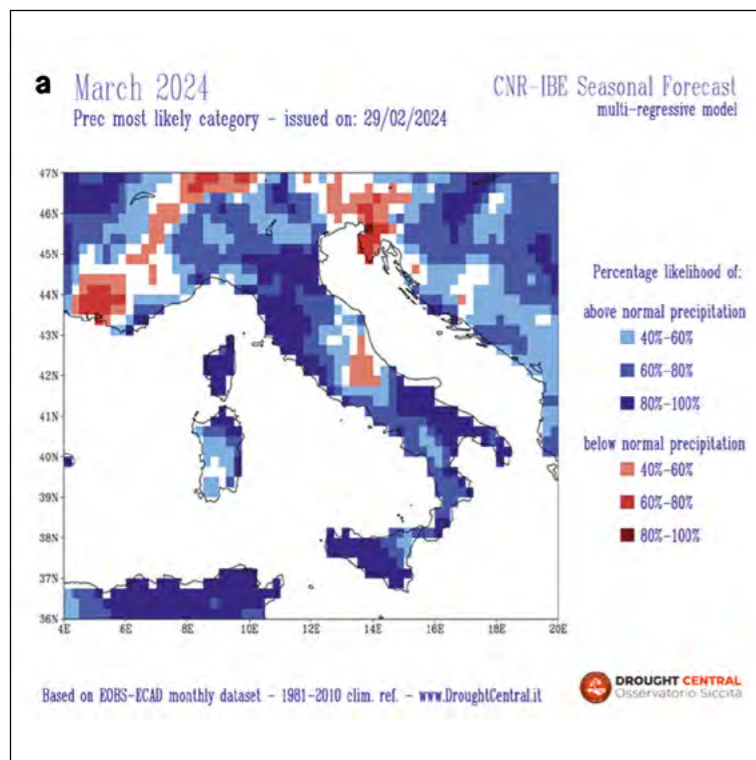
Dal punto di vista di protezione civile, la cornice multilaterale fornita dagli Osservatori costituisce la sede adeguata nella quale le informazioni disponibili possono essere condivise da parte degli attori istituzionali competenti che, preso atto degli scenari previsti, programmano e attuano gli interventi, le attività e i provvedimenti volti alla prevenzione e alla mitigazione delle crisi idriche. L'efficacia di tale modello di *governance* è strettamente connessa alla tempestività e appropriatezza delle azioni di mitigazione.

Il Gruppo tecnico-scientifico per le previsioni mensili e stagionali

Per quanto riguarda la predizione di possibili condizioni favorevoli per l'insorgenza di episodi siccitosi, il DPC, sin dal 2007, ha promosso la costituzione di un tavolo tecnico per le previsioni meteorologiche mensili e stagionali, avvalendosi della collaborazione di meteorologi e climatologi afferenti a vari enti e istituti di ricerca. Nel 2008, con decreto del Capo del Dipartimento della protezione civile, successivamente modificato nel 2015, è stato formalmente costituito il Gruppo tecnico-scientifico per le previsioni meteorologiche mensili e stagionali a scala nazionale e per le analisi climatologiche, composto dai rappresentanti del Centro nazionale di meteorologia e climatologia aerospaziale dell'aeronautica militare (CNMCA), dell'Istituto per la bioeconomia del CNR, del Servizio idro-meteo-clima dell'ARPAE della Regione Emilia-Romagna (ARPAE - SIMC), dell'Istituto di scienze dell'atmosfera e del clima del CNR, del CREA e dell'ISPRA.

Il Gruppo tecnico-scientifico, coordinato dal Dirigente del CFC, si riunisce con cadenza periodica presso il DPC, per individuare e condividere gli scenari climatologici previsionali più probabili, per il mese successivo (previsione mensile) e per il trimestre di riferimento (previsione trimestrale) sulla nostra penisola. In ciascuna riunione viene formulata una Sintesi previsionale condivisa, che rappresenta lo scenario meteorologico previsionale più probabile, quello di possibile impatto per il rischio da deficit idrico, per il rischio incendi e per le ondate di calore (Delli Passeri e Campione, 2021). Occorre tuttavia precisare che le previsioni meteorologiche a medio-lungo termine sono caratterizzate da un'incertezza previsionale diversa rispetto alle previsioni meteorologiche a pochi giorni ma, soprattutto negli ultimi anni, gli score previsionali del Gruppo sono da ritenersi molto soddisfacenti.

Figura 3.5
a) Previsione mensile del campo di precipitazione (fonte CNR-IBE); b) previsione trimestrale del campo delle temperature medie (ARPAE-SIMC.)



Durante le riunioni vengono esaminati, inoltre, alcuni indicatori climatici a livello globale, quali la temperatura superficiale del mare, il ghiaccio marino artico e la copertura nevosa su terraferma, che possono avere influenza sulla predicibilità atmosferica nel medio e lungo termine sull'Europa, Italia compresa.

Il Gruppo tecnico, fin dalla sua costituzione, valuta anche le analisi climatologiche disponibili, i risultati del monitoraggio della condizione idrica nazionale e fornisce indicazioni utili per la predisposizione di scenari di disponibilità idrica, condividendo le valutazioni previsionali e le analisi climatologiche con le Autorità di bacino distrettuali, gli Osservatori distrettuali permanenti sugli utilizzi idrici, le Regioni e altri potenziali fruitori (<https://www.isprambiente.gov.it/preme-teo/idro/SeverIdrica.html>).

Seguono alcuni esempi degli scenari previsionali esaminati, mensili e stagionali, prodotti dai Centri di competenza (Fig. 3.5).

Durante gli anni 2022 e 2023, proprio a causa della crisi idrica nelle regioni del centro-nord, il Gruppo tecnico ha intensificato le proprie attività previsionali con un fitto calendario di riunioni, per supportare le azioni connesse al rischio da deficit idrico e al rischio incendi, fornendo anche mensilmente al DPC e a tutti i portatori di interesse, gli scenari previsionali di temperatura e precipitazioni.

In quest'ultimo periodo il Dipartimento della protezione civile sta promuovendo il rafforzamento del tavolo tecnico, con il previsto inserimento del Centro euro-mediterraneo sui cambiamenti climatici (CMCC), un istituto di ricerca specializzato, tra l'altro, nell'elaborazione di scenari climatici previsionali fino a tre-sei mesi. Il contributo di tali scenari previsionali è utile per finalità di protezione civile. Scenari climatici previsionali con limite maggiore sono utili per la pianificazione degli interventi infrastrutturali, un'attività che, come precedentemente richiamato, esula dall'ambito di competenza del sistema nazionale di protezione civile.

Le misure di prevenzione e mitigazione sono finalizzate a ridurre gli impatti delle crisi idriche e, come precedentemente richiamato, sono strettamente connesse alle attività di previsione: le misure e gli interventi di prevenzione vengono realizzati laddove sia possibile il manifestarsi di criticità idriche e, comunque, ai fini di un'ottimale gestione della risorsa idrica. Esiste una vasta letteratura scientifica in merito alle misure di prevenzione (Rossi, 2000; Rossi et al., 2007; Wilhite e Pulwarty, 2018), classificate in base a differenti criteri: finalità, tempistica di attuazione, approccio realizzativo, etc. Di particolare interesse sono le classificazioni basate su una combinazione delle differenti scale temporali (breve o lungo termine) con le categorie delle azioni e i settori coinvolti (agricolo, urbano, industriale, etc.).

Nello specifico, si possono distinguere tre differenti macrocategorie di misure in relazione alle finalità: riduzione della domanda, incremento della disponibilità e minimizzazione degli impatti.

Nel lungo termine, ai fini della riduzione della domanda, vi sono tecniche per la diminuzione dei consumi in agricoltura, incentivi economici per il risparmio idrico, impiego di colture meno idroesigenti, uso di reti duali in ambito urbano, riciclo dell'acqua nelle industrie, etc. Vi sono inoltre azioni volte all'aumento delle risorse quali, ad esempio, l'approvvigionamento idrico da altri bacini o altre parti del bacino (anche mediante la realizzazione di interconnessioni), la costruzione di nuovi serbatoi artificiali e/o l'aumento delle ca-

pacità d'invaso dei serbatoi esistenti, la realizzazione di laghetti collinari, il riuso di acque reflue depurate, l'utilizzo di desalinizzatori. Tra le misure finalizzate alla minimizzazione degli impatti possono essere annoverate lo sviluppo di sistemi di *early warning* per la siccità, l'implementazione di piani di emergenza, campagne di sensibilizzazione, programmi assicurativi, etc.

Nel breve termine, le azioni di riduzione della domanda più comuni consistono nella restrizione di taluni utilizzi in ambito urbano (ad esempio, lavaggio degli autoveicoli, annaffiature dei giardini), restrizioni nelle irrigazioni, razionalizzazione degli usi, campagne di sensibilizzazione, etc. Anche nel breve termine, possono essere realizzate azioni e interventi per l'aumento delle risorse quali, ad esempio, il ricorso a nuove regole gestionali, l'uso di nuove fonti o di fonti alternative, il potenziamento o l'efficientamento dei dispositivi idraulici. In ultimo, possono essere altresì avviate iniziative e attività per la minimizzazione degli impatti, quali l'impiego di mezzi per assicurare una dotazione idrica sufficiente (autobotti, navi cisterna, etc.), la temporanea riallocazione delle risorse idriche, i provvedimenti di tipo economico, fiscale, etc.

La selezione delle misure da adottare non può essere effettuata a priori secondo schemi prefissati, ma dipende dallo specifico contesto territoriale ed è chiaramente l'esito finale di complesse valutazioni che integrano differenti considerazioni di natura non solo tecnica, ma anche istituzionale, economica, sociale.

Le attività di costruzione di nuove infrastrutture e la programmazione e la gestione delle risorse idriche rientrano nelle competenze di numerose amministrazioni e soggetti, quali ministeri, autorità di bacino distrettuali, amministrazioni regionali, enti gestori, etc.

Il Servizio nazionale della protezione ci-

vile esplica, invece, la propria azione prevalentemente in un orizzonte temporale di breve termine, predisponendo e attuando "in collaborazione con le amministrazioni e i soggetti preposti" azioni di tipo continui e urgenti finalizzate in particolare ad alleviare i disagi alle popolazioni interessate dalle crisi idriche.



Il contrasto e il superamento delle crisi idriche

Come visto in precedenza, le attività di previsione e prevenzione delle crisi idriche rivestono importanza notevole ai fini della mitigazione degli impatti da queste provocati. È evidente, tuttavia, che l'eventuale perdurare di fasi meteorologiche prive di significativi apporti meteorici e i fattori di debolezza che ancora oggi connotano il sistema idrico italiano, rendono possibile, nonostante la tempestiva adozione di misure di prevenzione, l'insorgenza di vere e proprie emergenze idriche che possono determinare pesanti conseguenze per il settore agricolo e, in taluni casi, anche per l'approvvigionamento idropotabile.

In tali circostanze, il Dipartimento della protezione civile è intervenuto non solo monitorando con continuità l'evolversi della situazione meteorologica e idrologica in atto, ma anche fornendo al Presidente del Consiglio dei ministri e al Consiglio dei ministri supporto tecnico per le attività propedeutiche alla deliberazione dello stato di emergenza, a seguito delle richieste formulate dalle amministrazioni regionali territorialmente interessate, ai sensi dell'art. 24, commi 1 e 2 del D.Lgs. 2 gennaio 2018, n.1.

Al riguardo, la fase istruttoria e la successiva fase dei provvedimenti emergenziali si possono schematizzare così come di seguito riportato:

- 1. Richiesta della dichiarazione dello stato di emergenza.**
- 2. Istruttoria del Dipartimento della protezione civile.**
- 3. Deliberazione dello stato di emergenza del Consiglio dei ministri.**
- 4. Ordinanze di protezione civile, nomina Commissario delegato e attuazione in interventi.**

La prima fase è dunque quella della richiesta della dichiarazione dello stato di emergenza. Le Regioni e le Province autonome interessate, al verificarsi di "eventi calamitosi di origine naturale o derivanti dall'attività dell'uomo che in ragione della loro intensità o estensione debbono, con immediatezza d'intervento, essere fronteggiate con mezzi e poteri straordinari da impiegare durante limitati e predefiniti periodi di tempo [...]" (art. 7, comma 1 lett. c del Codice), ovvero nella loro imminenza, formulano la richiesta di deliberazione dello stato di emergenza di rilievo nazionale al Presidente del Consiglio dei ministri.

Presupposto della richiesta è che l'evento sia tale da richiedere l'adozione di misure che trascendano le capacità operative e finanziarie degli enti competenti in via ordinaria, tenuto conto dell'intensità o dell'estensione dell'evento, dello scenario di danno e di rischio residuo, nonché dell'urgenza dell'intervento volto alla salvaguardia della pubblica e privata incolumità e alla ripresa delle normali condizioni di vita da parte della popolazione colpita; la richiesta deve altresì essere corredata da informazioni e dati ai fini della successiva istruttoria del Dipartimento.

A seguito della richiesta, inizia dunque l'istruttoria del Dipartimento della protezione civile. Allo scopo di orientare le valutazioni del Consiglio dei ministri in ordine alla necessità di deliberare lo stato di emergenza, il Dipartimento della protezione civile effettua l'istruttoria tecnico-amministrativa e valuta se ricorrano

i presupposti per la deliberazione: a tal riguardo, vengono compiuti tutti i necessari approfondimenti, se del caso con sopralluoghi sul territorio interessato.

Il Consiglio dei ministri, sulla base della predetta istruttoria e su proposta del Presidente del Consiglio, delibera lo stato di emergenza di rilievo nazionale, fissandone la durata (che per norma è al massimo di 12 mesi, prorogabile per ulteriori 12 mesi) e determinandone l'estensione territoriale con riferimento alla natura e alla qualità degli interventi. Con l'emanazione della deliberazione dello stato di emergenza, il Consiglio dei ministri autorizza altresì il Capo del Dipartimento della protezione civile all'emanazione di proprie ordinanze. La delibera, inoltre, individua le prime risorse finanziarie da destinare all'avvio delle attività di soccorso e assistenza alla popolazione e degli interventi più urgenti di cui all'articolo 25, comma 2, lettere a) e b) del Codice, nelle more della ricognizione in ordine agli effettivi fabbisogni, e autorizza la spesa nell'ambito del Fondo per le emergenze nazionali (FEN). Ulteriori eventuali necessità vengono finanziate mediante successive deliberazioni del Consiglio dei ministri.

Segue dunque la fase vera e propria dell'attuazione degli interventi di tipo emergenziale. Come precedentemente richiamato, per il coordinamento dell'attuazione degli interventi da effettuare durante lo stato di emergenza di rilievo nazionale si provvede mediante ordinanze del Capo del Dipartimento della protezione civile, da adottarsi in deroga ad ogni disposizione vigente, nei limiti e con le modalità indicati nella deliberazione dello stato di emergenza e nel rispetto dei principi generali dell'ordinamento giuridico e delle norme dell'Unione europea. Le ordinanze sono emanate acquisita l'intesa delle Regioni e delle Province autonome territorialmente interessate e, ove rechi-

no deroghe alle leggi vigenti, contengono l'indicazione delle norme alle quali si intende derogare.

Nelle ordinanze vengono altresì nominati i Commissari delegati che, per fronteggiare le emergenze, attuano le disposizioni delle medesime ordinanze nei territori di competenza attraverso la redazione di Piani degli interventi e quindi l'esecuzione degli stessi, anche avvalendosi di soggetti attuatori. L'approvazione e il controllo attraverso il monitoraggio del Piano degli interventi è demandato al DPC.

Durante la vigenza dello stato di emergenza, il Commissario delegato può modificare o integrare il Piano degli interventi per intervenute esigenze o a seguito dell'accertamento di economie.

Nello specifico caso dell'emergenza idrica tutte le misure e le opere contenute nel piano dei primi interventi urgenti devono essere volte a reperire e a rendere disponibile ulteriore risorsa idrica o a gestire quella disponibile, in un orizzonte temporale congruo con la durata dello stato di emergenza, come meglio specificato nel box di questo capitolo *La crisi idrica del 2022-2023. Gli interventi emergenziali di protezione civile*.

Inoltre, sempre sulla base del quadro normativo vigente in materia di protezione civile, è possibile:

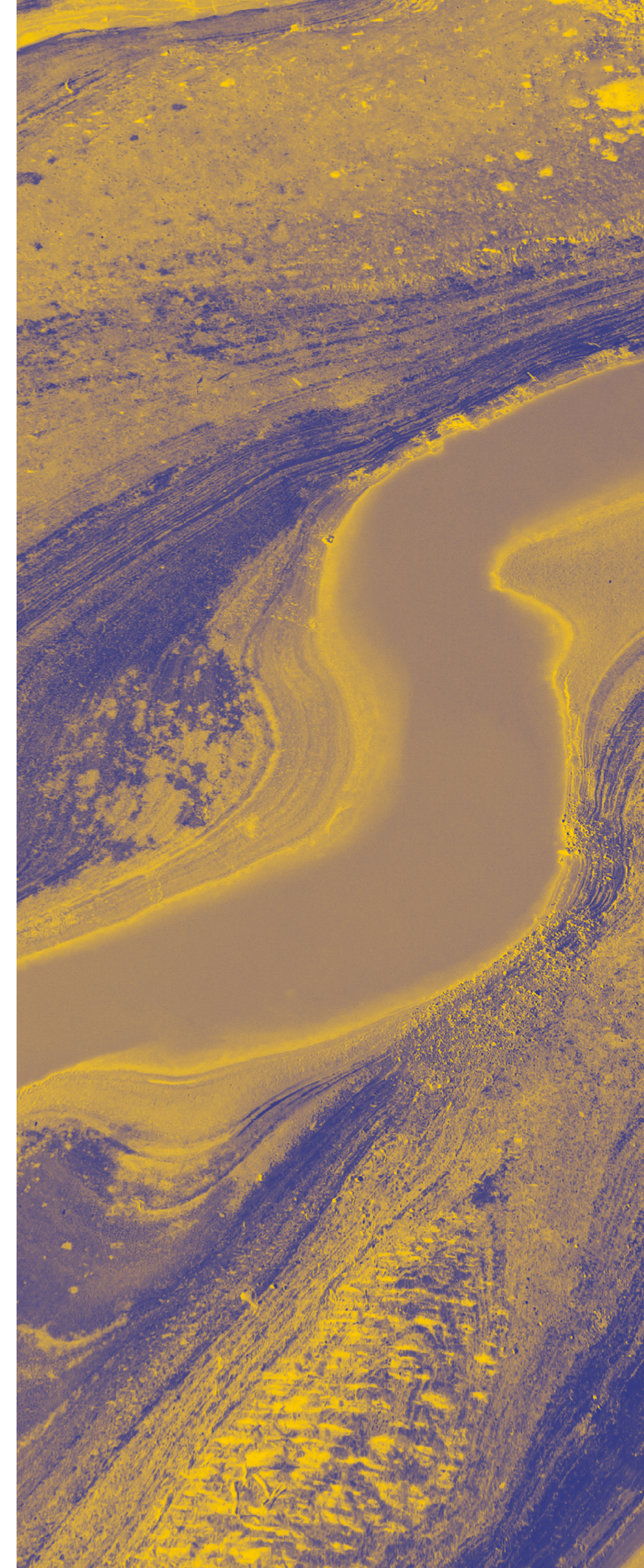
- **definire uno speciale regime derogatorio per la semplificazione e l'accelerazione della realizzazione delle opere e degli interventi sopra descritti;**
- **avviare la raccolta dei fabbisogni più generali in materia di esigenze strutturali, ai fini della relativa valutazione da parte degli organi competenti.**

Di contro, non rientrano nell'azione di protezione civile, ai sensi dell'articolo 16, comma 3, del Codice della protezione civile, gli interventi e le opere per eventi programmati o programmabili in tempo utile.

Sempre a titolo di esempio, si riportano alcune misure ritenute non ammissibili:

- **gli interventi aventi una tempistica progettuale e realizzativa superiore al periodo di vigenza dello stato di emergenza o della relativa contabilità speciale;**
- **tutti gli interventi di manutenzione ordinaria e straordinaria di competenza dei gestori, ricompresi nelle tariffe e nei contratti di concessione.**

Di conseguenza, è evidente che le misure di protezione civile devono essere necessariamente affiancate da rilevanti azioni di miglioramento dell'efficienza e della resilienza dei sistemi di approvvigionamento idrico: si tratta di interventi e misure che agiscono su orizzonti temporali di medio-lungo termine e che sono riconducibili alle competenze di ministeri, amministrazioni regionali, enti gestori, consorzi di bonifica, etc.



La crisi idrica del 2022-2023. Gli interventi emergenziali di protezione civile

Negli anni 2022-2023 si è verificata una grave ed estesa crisi idrica. Durante l'estate nel 2022 è stato dichiarato lo stato di emergenza per nove Regioni dell'Italia centro-settentrionale (Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto, Friuli Venezia Giulia, Toscana, Umbria, Lazio) e sono state emanate le relative ordinanze di protezione civile, con le quali, come generalmente avvenuto in passato, i Presidenti delle Regioni sono stati nominati Commissari delegati per i rispettivi territori di competenza. In relazione al protrarsi delle condizioni di criticità e alla necessità di implementare adeguate strategie operative a medio/lungo termine, il 28 dicembre 2022 è stato prorogato per 12 mesi lo stato di emergenza per le predette Regioni ed è stata disposta l'estensione dello stato di emergenza alla Regione Marche.

Di seguito viene riportata una tabella con l'elenco delle dichiarazioni dello stato di emergenza e delle relative ordinanze di protezione civile emanate negli anni 2022 e 2023 per il contrasto della crisi idrica (Tab. 3.2).

Regione	Data Delibera Consiglio dei Ministri	Ordinanza Capo Dipartimento Protezione Civile	Fondi assegnati (mln. €)
Piemonte	04/07/2022	906, 21/07/2022	7.6
Lombardia	04/07/2022	906, 21/07/2022	9.0
Emilia-Romagna	04/07/2022	906, 21/07/2022	10.9
Veneto	04/07/2022	906, 21/07/2022	4.8
Friuli Venezia Giulia	04/07/2022	906, 21/07/2022	4.2
Umbria	14/07/2022	909, 28/07/2022	2.8
Lazio	04/08/2022, 01/09/2022	916, 26/08/2022	5.8
Liguria	01/09/2022	920, 14/09/2022	5.7
Toscana	01/09/2022	920, 14/09/2022	4.3
Marche	28/12/2022	961, 25/01/2023	0.965
Totale			56.065

Tabella 3.2

Elenco delle dichiarazioni dello stato di emergenza e delle ordinanze di protezione civile emanate per il contrasto della crisi idrica del 2022-2023.

Durante l'estate del 2022, le misure di protezione civile hanno consentito di ridurre significativamente i disagi per la popolazione, soprattutto per quanto riguarda il settore idropotabile (Duro et al., 2023). In particolare, per velocizzare l'iter di presentazione dei piani dei primi interventi urgenti da parte dei Commissari delegati e la relativa approvazione da parte del DPC, come previsto dalle ordinanze prima citate, sono stati condivisi con le Regioni i contenuti minimi della relazione esplicativa tipo dei piani, che è stata così strutturata: una premessa, un inquadramento meteo-idrologico a scala regionale/provinciale, una descrizione a scala regionale/provinciale della condizione di criticità nel settore dell'approvvigionamento a uso idropotabile e cenni alle eventuali criticità in altri settori (irriguo, attività produttive, produzione di energia, etc.), in particolare per le situazioni di diretta interconnessione con il settore idropotabile.

Sono state, altresì, condivise le misure non strutturali e strutturali, nonché l'orizzonte temporale di attuazione: pertanto, nei piani presentati dai commissari delegati e approvati dal Capo del Dipartimento della protezione civile sono state proposte e successivamente attuate varie misure di breve termine, quali per esempio:

- l'utilizzo di autobotti per il trasporto e il rifornimento dell'acqua nei serbatoi;
- la realizzazione di punti di distribuzione della risorsa idrica alimentati mediante autobotti;
- la realizzazione di serbatoi e accumuli di carattere temporaneo;
- la posa di gruppi di pompaggio;
- l'attivazione di nuove fonti;
- il ripristino di fonti abbandonate e il *revamping* dei pozzi;
- la posa di tubazioni provvisorie (Fig. 3.6) per il potenziamento o la sostituzione di tratti della rete di adduzione;
- interventi di interconnessione di reti acquedottistiche esistenti;
- l'implementazione di sistemi di telecontrollo o efficientamento di dispositivi idraulici volti alla misurazione e alla gestione della risorsa idrica per ottimizzarne l'uso;
- la realizzazione di nuovi pozzi o approfondimento di pozzi esistenti;
- la risagomatura dell'alveo per convogliare l'acqua verso le prese;
- l'aumento temporaneo della capacità di stoccaggio delle acque.



Figura 3.6

Condotte provvisorie. Foto Dipartimento della protezione civile.

Il valore aggiunto della conoscenza tecnico-scientifica

Nel corso degli anni il ruolo della conoscenza tecnico-scientifica nelle attività di protezione civile è progressivamente divenuto sempre più strategico. Con la legge n. 996/1970 veniva utilizzato per la prima volta nell'ordinamento giuridico il termine "Protezione Civile"; la norma disciplinava quasi esclusivamente l'attività di soccorso e assistenza alla popolazione.

La legge n. 225/1992 istituì il Servizio nazionale della protezione civile e valorizzò il dialogo con la comunità scientifica e le attività di previsione e prevenzione. Il disegno complessivo era – e rimane – quello di prevedere gli scenari di evento e di rischio relativi alle differenti tipologie di *hazard* e, sulla base di questi, calibrare le attività di prevenzione non strutturale, contrasto e gestione emergenziale.

Nascevano dunque la Commissione nazionale per la previsione e la prevenzione dei grandi rischi – organo di alta consulenza scientifica e di raccordo con la comunità scientifica – e, in un secondo momento, la rete dei Centri di competenza.

Il Codice della protezione civile ha ribadito l'importanza della conoscenza tecnico-scientifica nell'implementazione delle misure di protezione civile, in particolare per quanto riguarda le misure di previsione e di prevenzione non strutturale.

Per quanto riguarda più specificatamente il rischio da deficit idrico, è di tutta evidenza che le attività sommariamente richiamate nei paragrafi precedenti non

sarebbero state assolutamente possibili in assenza di dati tecnico-scientifici attendibili e costantemente aggiornati, relativi in primo luogo alla variazione temporale dei parametri meteorologici, nonché al quadro della disponibilità idrica, sia essa superficiale che sotterranea. Si tratta di dati che, come si evince dagli altri capitoli del volume, sono essenziali per la definizione dei bilanci idrici. È importante sottolineare nuovamente che, ai fini di protezione civile, è importante disporre anche di informazioni sugli impatti delle crisi idriche sull'approvvigionamento e sulla popolazione (riduzione percentuale del volume d'acqua immesso in rete, durata e frequenza delle turnazioni, etc.).

Per quanto concerne il monitoraggio degli afflussi meteorici, i progressi effettuati sono stati rimarchevoli, in particolare con la realizzazione della rete idro-pluviometrica dei Centri funzionali, rafforzata significativamente dopo l'evento di Sarno del 5-6 maggio 1998, con l'installazione di un numero considerevole di stazioni in telemisura e una distribuzione spaziale sufficientemente omogenea (circa 5000 sensori tra pluviometri, idrometri, anemometri, nivometri, barometri, etc.). Pur essendo stata strutturata per le finalità del Sistema di allertamento di cui alla Dir. P.C.M. 27 febbraio 2004 e s.m.i., la rete nazionale idro-meteo-pluviometrica (Figura 3.7) consente di rilevare, attraverso elaborazioni con i dati di precipitazione, anomalie pluviometriche che, qualora negative e protratte nel tempo, potrebbero preludere a condizioni di criticità per l'approvvigiona-



Figura 3.7 Stazioni idro-meteo-pluviometriche in telemisura della Rete dei centri funzionali del DPC. Immagine tratta dalla piattaforma Dewetra.

mento idrico. Per quanto riguarda il monitoraggio idro-meteo-pluviometrico si vedano anche i capitoli 4 (Il regime meteo-climatico), 5 (La criosfera), 7 (Acque superficiali e invasi) e 8 (Acque sotterranee).

Per quanto concerne la qualità del dato, occorre far presente che i dati meteo-idro-pluviometrici della rete dei Centri funzionali del DPC, sono disponibili in tempo quasi reale (*near real time*), ma non sono validati, e dunque potrebbero essere affetti da errori. La qualità di questo tipo di dati è quindi strettamente legata alla funzionalità della rete in telemisura, la quale potrebbe subire ritardi di trasmissione, mancate trasmissioni, manutenzioni pro-

grammate o malfunzionamenti improvvisi. Su tali dati viene effettuato solamente un primo controllo con sistemi automatici, per garantirne una certa affidabilità ed essere utilizzati nel tempo reale dalla rete dei Centri funzionali per le attività di allertamento nazionale.

Nel tempo differito, i dati subiscono un attento processo di validazione da parte degli enti proprietari (agenzie per la protezione ambientale di Regioni e Province autonome, Centri funzionali decentrati, etc.) per gli utilizzi nel campo della climatologia e dell'idrologia, nonché per le finalità del Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente (SNPA).

Nell'ambito della valutazione della siccità e in particolare nelle attività di supporto ai tavoli tecnici degli Osservatori sugli utilizzi idrici, occorre fornire un quadro tempestivo della situazione in atto, utilizzando, quindi, un set di dati nel tempo reale, seppur non validato, che possa fornire scenari sempre aggiornati per quanto riguarda la possibile insorgenza di crisi idriche sul territorio nazionale. Necessità questa, sempre più sentita da parte anche delle amministrazioni competenti, chiamate a prendere decisioni rapide sulla base dei dati a disposizione.

Diversamente, in ambito climatologico e idrologico, ossia per quegli studi che si sviluppano nel tempo differito, la qualità del dato gioca un ruolo più rilevante, rispetto alla disponibilità immediata del dato stesso. Occorrerebbe potenziare questa attività di validazione del dato proveniente dalla rete in telemisura al fine di costituire un adeguato numero di serie storiche quanto più lunghe e continue, a supporto non solo delle attività di previsione e prevenzione della siccità, ma anche di quelle di pianificazione del territorio.

Rimangono, in particolare, alcune lacune relative sia ai dati relativi alla disponibilità idrica, sia ai dati sui prelievi e gli utilizzi, ancora oggi di non facile acquisizione. Si tratta di informazioni importanti per la previsione di condizioni di scarsità idrica e anche per la tempestiva programmazione di misure di rimodulazione delle erogazioni che possano consentire di mitigare i disagi per la popolazione.

In relazione al monitoraggio della disponibilità idrica, occorre fare ancora molto per approfondire la conoscenza dello stato delle acque sotterranee: non sempre i dati relativi al monitoraggio dei livelli piezometrici delle falde freatiche e delle portate erogate dalle sorgenti vengono rilevati o condivisi, nonostante

emerga sempre più la necessità di comprendere meglio la dinamica dei corpi idrici sotterranei. Esistono esempi di reti di monitoraggio dedicate, ma occorre senza dubbio intensificare la conoscenza e il monitoraggio dei corpi idrici sotterranei, che – come precedentemente richiamato – in alcune aree costituiscono l'unica fonte di approvvigionamento idrico.

Una situazione migliore si riscontra per le acque superficiali, quali quelle invase in laghi naturali, regolati o meno, serbatoi artificiali o acque defluenti lungo le aste fluviali del reticolo idrografico. Anche in questo caso, tuttavia, non mancano margini di miglioramento: ancora oggi non sempre si conoscono i volumi invasi in molti serbatoi artificiali, per i quali è necessario avere una frequenza di acquisizione perlomeno mensile e durante le crisi idriche, almeno settimanale.

A tal riguardo, Fondazione CIMA, Centro di competenza del Dipartimento della protezione civile, sta sviluppando una metodologia di rilevamento satellitare per il monitoraggio delle superfici delle acque ferme (laghi, invasi, traverse), al fine di supportare e integrare le consuete attività di monitoraggio degli Osservatori sugli utilizzi idrici e dell'intero Servizio nazionale della protezione civile. Tale attività, ad oggi in fase sperimentale (Cenci et al., 2024; Pulvirenti et al., 2020; Pulvirenti et al., 2021), è condotta in stretto raccordo con alcune Autorità di bacino distrettuali e con enti gestori ed è finalizzata a consentire un monitoraggio più frequente degli invasi.

Per quanto riguarda il reticolo idrografico, le portate delle aste dei fiumi più importanti vengono regolarmente monitorate con stazioni in telemisura per le finalità del sistema di allertamento: pertanto, la frequenza di acquisizione può considerarsi adeguata. Occorre tuttavia estendere il

monitoraggio a stazioni nei pressi di punti di prelievo della risorsa per poter verificare in tempo reale se la portata sia superiore o meno alla soglia minima per l'attingimento.

Inoltre, come precedentemente richiamato, la mancanza di informazioni certe, sistematiche e aggiornate in merito al quadro dei prelievi dai differenti corpi idrici e dei corrispondenti utilizzi, condiziona inevitabilmente la possibilità di mettere a punto sistemi di preannuncio basati sull'integrazione dei dati relativi agli afflussi meteorici, ai deflussi e ai prelievi e sul successivo confronto con le medie storiche di riferimento.

Queste difficoltà sono almeno in parte spiegabili con l'elevata frammentazione gestionale, in particolare nelle regioni meridionali, con numerose gestioni in economia da parte delle amministrazioni comunali (spesso associata alla ridotta dimensione dei sistemi di approvvigionamento idrico), nonché con la mancanza di personale tecnico specializzato che possa effettuare tali elaborazioni.

Questi dati sono peraltro molto importanti per comprendere meglio la dinamica delle crisi idriche e in particolare per consentirne il preannuncio che, come precedentemente richiamato, è fondamentale per poter dare alle amministrazioni e ai soggetti gestori la possibilità di attuare tempestivamente le necessarie misure di mitigazione.

Al riguardo, negli ultimi anni il Dipartimento della protezione civile ha sostenuto la ricerca scientifica finalizzata alla messa a punto di innovativi sistemi di preannuncio, come ad esempio il tool INOPIA sviluppato dall'Istituto di ricerca sulle acque del CNR (Romano et al., 2018), Centro di competenza del Dipartimento della protezione civile. La finalità di tali strumenti è quella di fornire, ove possibile, un war-

ning di condizioni di scarsità idrica, nonché supporto tecnico alle decisioni delle amministrazioni e dei soggetti responsabili della programmazione e gestione delle risorse idriche. Tale aspetto sta acquisendo maggiore centralità negli ultimi anni, in ragione della notevole frequenza delle crisi idriche e della necessità, da parte delle amministrazioni pubbliche, di disporre di sistemi che forniscano un ausilio alle decisioni basate su dati oggettivi, condivisi e trasparenti. Si pensi, ad esempio, alla programmazione delle risorse degli invasi per la stagione irrigua e per gli usi idropotabili che avviene usualmente alla fine della stagione invernale, a seguito di un confronto dei funzionari tecnici delle amministrazioni pubbliche con i referenti dei Consorzi di bonifica e degli Enti gestori del servizio idrico integrato.

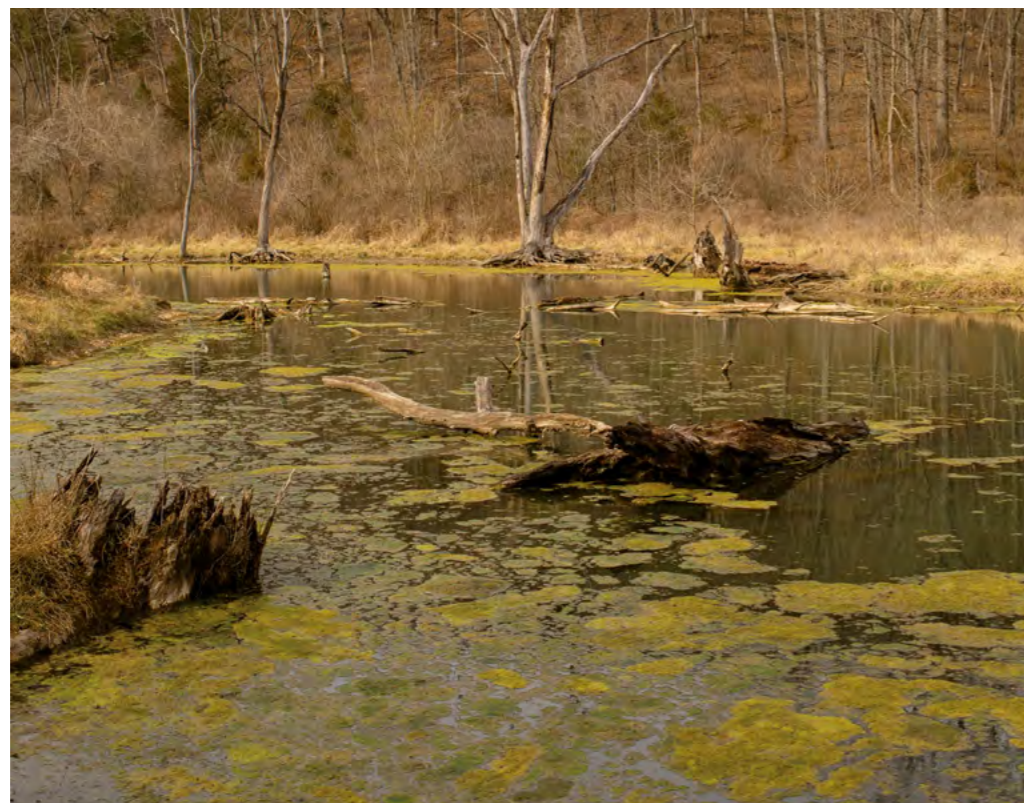
Altro parametro fondamentale, che concorre, insieme alla precipitazione e agli altri indicatori (temperature, portate, etc.), alla stima della siccità e del bilancio idrico, è l'umidità del terreno. A differenza della precipitazione che subisce il fenomeno del ruscellamento, l'umidità del suolo rappresenta l'acqua che realmente riesce ad infiltrarsi nel terreno, stimata anche alle diverse profondità, e che pertanto contribuisce con tempistiche più lente, alla ricarica delle acque sotterranee. La stima di umidità del terreno viene elaborata da alcuni Centri di competenza esperti in ambito di idrologia, e in particolare dall'Istituto di ricerca per la protezione idrogeologica del CNR, attraverso i dati satellitari EUMETSAT H-SAF (<http://h-saf.eumetsat.int/>), distribuiti da Copernicus (Ciabatta et al., 2015) e dal data set di rianalisi ERA5 Land. Nello specifico, il contenuto di acqua viene stimato nei primi strati del terreno attraverso l'utilizzo del sensore ASCAT, a bordo di satelliti meteorologici polari europei e americani, e poi estrapolato a profondità maggiori, fino a 1-3 me-

tri, per valutare la ricarica delle falde. La valutazione dell'umidità del terreno nella stima della siccità è condotta in termini di anomalie rispetto ai valori medi degli ultimi decenni e confrontata anche con gli anni più critici.

Il parametro umidità, inoltre, gioca un ruolo rilevante nei modelli idrologici, come input per la previsione delle piene e della siccità, apportando spesso una migliore predicibilità dei fenomeni previsti (Brocca et al., 2024).

La variabile "umidità del suolo", in termini di monitoraggio e di ruolo nei processi idrologici è ampiamente trattata nel Capitolo 7 del presente volume.

Come già discusso nei paragrafi precedenti, il monitoraggio delle variabili climatiche risulta fortemente dipendente dal dato che si va a considerare, sia in termini di provenienza (amministrazioni pubbliche, altri soggetti pubblici e/o privati), sia in termini di tempestività e qualità del dato stesso.



Tutta la modellistica e i prodotti che vengono elaborati dal Dipartimento della protezione civile attraverso la rete dei Centri di competenza, una volta resi operativi, vengono distribuiti a tutta la rete dei Centri funzionali, alle Autorità di bacino distrettuali e all'intero sistema di protezione civile per permetterne l'effettivo utilizzo. La disseminazione dei prodotti avviene tramite seminari, *workshop*, *training on the job*, nonché percorsi formativi, con ricercatori scientifici e personale del DPC, come fatto ad esempio, recentemente con i corsi di aggiornamento agli operatori della rete dei Centri funzionali, tenutisi nei mesi di novembre 2023 e gennaio 2024.

In conclusione, la rassegna delle attività sommariamente richiamate consente da un lato di evidenziare l'importanza strategica della conoscenza tecnico-scientifica, dall'altro di comprendere la necessità di migliorare la conoscenza dei bilanci idrici, degli impatti e dell'assetto infrastrutturale dei sistemi di approvvigionamento idrico ai fini di una migliore capacità di previsione, prevenzione e contrasto delle crisi idriche.

Lezioni apprese e scenari futuri

Le numerose crisi idriche avvenute negli ultimi decenni hanno prodotto significativo nocumento ai differenti comparti d'uso dell'acqua (idropotabile, irriguo, industriale, energetico, etc.) e rallentato lo sviluppo economico e sociale del Paese. Gli impatti delle crisi idriche colpiscono i settori di utilizzo dell'acqua, anche con modalità complesse, connesse agli utilizzi plurimi e talora competitivi della risorsa: si pensi, ad esempio, come le ridotte portate del Po nell'estate del 2022 abbiano determinato criticità non solo ai prelievi ad uso idropotabile e ad uso irriguo, ma anche al raffreddamento dei gruppi di produzione delle centrali termoelettriche ubicate lungo l'asta principale (Montanari et al., 2023).

Sulla base di quanto avvenuto, è possibile trarre alcune considerazioni di carattere generale sulle cause delle crisi idriche, sulle loro modalità di evoluzione e sulle possibili dinamiche future: si tratta di elementi tecnici e informativi di notevole rilevanza al fine di prevenire e mitigare le conseguenze sui differenti comparti d'uso.

In primo luogo, emergono con sempre maggiore chiarezza le variazioni nelle dinamiche meteorologiche e idrologiche dovute alla crisi climatica in atto, le quali determinano non solo un aumento della frequenza degli episodi siccitosi, ma anche degli altri fenomeni estremi di interesse del sistema nazionale di protezione civile, spesso contraddistinti da una rapida evoluzione, come *flash floods*, colate rapide di fango, e *debris flows*, nonché ondate di calore e incendi boschivi.

Il costante aumento delle temperature medie e l'andamento spesso erratico

delle precipitazioni producono effetti che esasperano le criticità determinate dall'aumento dei prelievi e dall'assetto infrastrutturale, connotato da diffusi e rilevanti fattori di vulnerabilità. Si pensi, per esempio, alle ingenti perdite di rete, che determinano la sottrazione di cospicui volumi di risorsa alla fruizione. Nel 2022, l'Istituto nazionale di statistica ha stimato che il 42.4% dell'acqua potabile si disperde per inefficienza delle reti comunali di distribuzione (Istat, 2024).

Un altro fattore, riscontrato con evidenza durante le crisi idriche, è la diffusa mancanza di interconnessioni tra i sistemi di approvvigionamento idrico che impedisce l'attuazione di un'efficace misura di mitigazione come il semplice trasferimento della risorsa verso sistemi idrici maggiormente deficitari. La vulnerabilità infrastrutturale si riscontra pure nei sistemi idrici nei quali gli impianti sono inefficienti o inattivi da tempo, sia per mancata manutenzione, sia a seguito degli effetti di eventi estremi.

Va considerata, inoltre, la ridotta resilienza dei sistemi di fornitura idrica nei confronti della siccità originata da una limitata diversificazione delle fonti di approvvigionamento: infatti, in taluni casi, ampi territori sono riforniti da fonti idriche superficiali, notoriamente vulnerabili alla siccità, ma che a seguito di cospicui apporti meteorici incrementano significativamente la loro disponibilità in tempi relativamente ridotti. Di converso, le acque sotterranee presentano la caratteristica di non registrare consistenti riduzioni a seguito di episodi siccitosi non particolarmente prolungati, ma a seguito di lunghe stagioni prive di apporti

meteorici stentano ad aumentare la loro disponibilità, se non a seguito di precipitazioni protratte nel tempo. Individuare il giusto equilibrio tra fonti idriche superficiali e sotterranee è dunque strategico per la prevenzione delle crisi idriche.

Occorre, pertanto, una *governance* che sappia comprendere la complessità insita nella pianificazione delle risorse idriche, e che definisca nuovi e più efficaci criteri di gestione improntati a principi di sostenibilità e di equa ripartizione tra i territori e i differenti utilizzi della risorsa. In tale contesto, è di rilevanza strategica rafforzare l'attività di censimento e di monitoraggio sistematico delle fonti di approvvigionamento idrico.

A tal riguardo, l'innovazione avvenuta con l'istituzione degli Osservatori distrettuali permanenti sugli utilizzi idrici è stata senza dubbio positiva. Gli Osservatori hanno consentito di monitorare nel dettaglio l'evoluzione delle crisi idriche e, grazie alla loro struttura partecipata, di comprendere meglio la complessità dei sistemi di approvvigionamento e di distribuzione. Occorre, tuttavia, rafforzare il dialogo interistituzionale e rendere maggiormente efficace l'attività di tali strutture.

La tempestività dell'azione di prevenzione gioca un ruolo decisivo: proprio quanto avvenuto nel corso dell'estate del 2022 ha confermato la necessità di adottare un approccio proattivo. Per tali ragioni, con l'art. 15 del D.L. 9 agosto 2022, n. 115 (c.d. "Decreto aiuti- bis"), convertito, con modificazioni, dalla legge 21 settembre 2022, n. 142, è stato integrato l'art. 16 comma 1 del Codice della protezione civile, prevedendo, in relazione al rischio da deficit idrico, che "la deliberazione della stato di emergenza di rilievo nazionale [...] può essere adottata anche preventivamente, qualora, sulla base delle informazioni e dei dati, anche climatolo-

gici, disponibili e delle analisi prodotte dalle Autorità di bacino distrettuali e dai Centri di competenza [...], sia possibile prevedere che lo scenario in atto possa evolvere in una condizione emergenziale". Quindi, il disposto normativo sopra citato conferisce ulteriore, notevole rilevanza alle attività tecnico-scientifiche ai fini della riduzione del rischio da deficit idrico: pertanto, per una migliore ed efficace implementazione delle citate attività, è di fondamentale importanza un costante, continuo e integrato monitoraggio delle risorse idriche, sia superficiali che sotterranee.

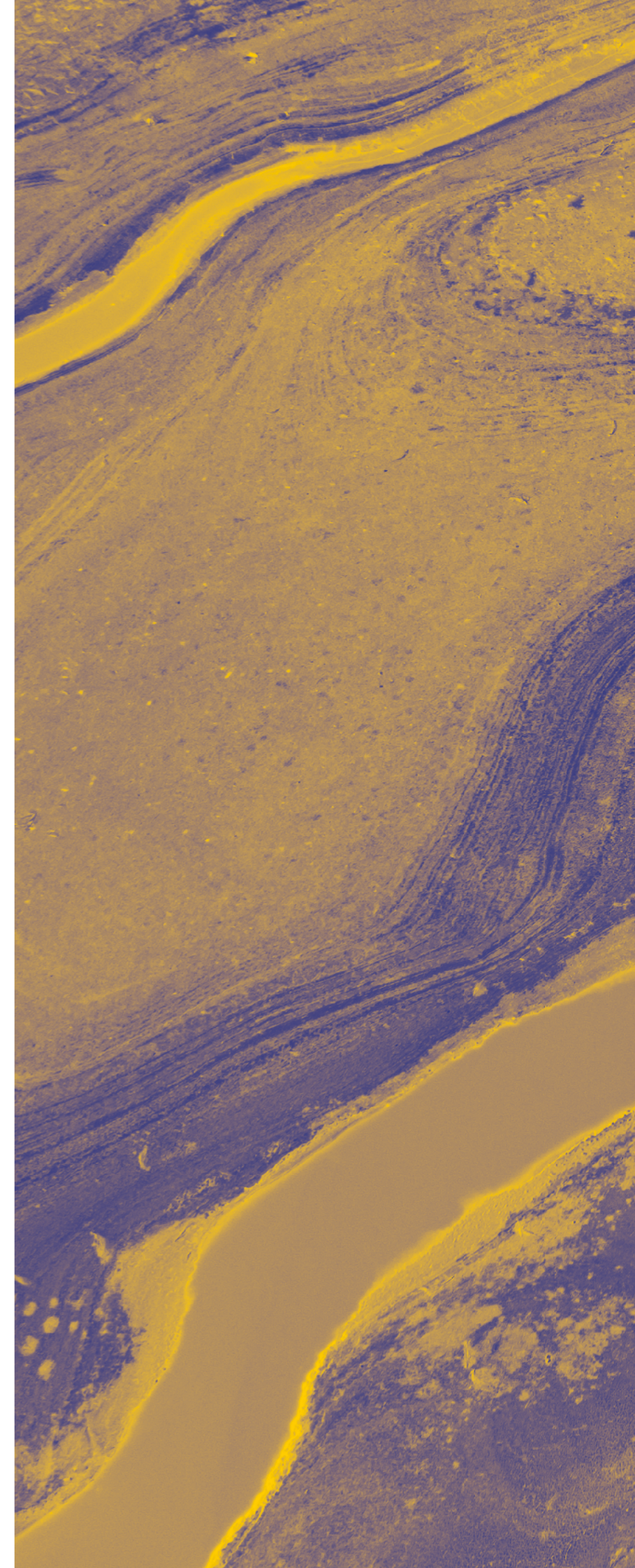
Le evidenze raccolte negli ultimi decenni confermano che, a causa della crisi climatica in atto, i fenomeni siccitosi diventeranno sempre più frequenti nel futuro, unitamente ad altre tipologie di eventi estremi quali inondazioni, precipitazioni intense, incendi boschivi, ondate di calore, etc. (IPCC, 2023). Occorrerà dunque prepararsi adeguatamente per fronteggiare gli effetti di tali calamità, che si manifestano sempre più spesso simultaneamente, come ad esempio le crisi idriche e gli incendi boschivi.

Per quanto riguarda il deficit idrico, le misure di protezione civile hanno consentito di mitigare significativamente gli impatti per la popolazione, ma non possono assolutamente essere considerate sostitutive di interventi finalizzati alla realizzazione di nuove infrastrutture o alla manutenzione e al riefficientamento di quelle esistenti.

Alla luce dell'aumentata frequenza delle crisi idriche, occorre una strategia che preveda l'integrazione di misure di breve termine, finalizzate primariamente a ridurre le ripercussioni della siccità sulla popolazione, con interventi proiettati nel medio-lungo termine, volti all'efficientamento delle reti, a una migliore intercon-

nessione tra gli schemi idrici, ad aumentare per quanto possibile la capacità di accumulo idrico e, in generale, a migliorare la resilienza dei sistemi di approvvigionamento idrico.

In tale ambito, le linee di investimento previste dal Piano nazionale di ripresa e resilienza (PNRR) e le altre pianificazioni di settore vanno proprio nella direzione auspicata di migliorare la resilienza delle reti e di ridurre la probabilità di innesco delle crisi idriche. In particolare, tra le misure previste dal PNRR, sono compresi interventi finalizzati alla riduzione delle perdite di rete, al miglioramento delle infrastrutture primarie di approvvigionamento, alla digitalizzazione e al monitoraggio delle reti: sono cioè, nel loro complesso, interventi e misure che, se implementati con tempestività, potranno, unitamente, alle ulteriori misure precedentemente richiamate, consentire di ridurre il rischio di gravi crisi idriche nel futuro.



Baratti S., 1997. La regolazione dei grandi laghi dell'Italia del Nord: l'uso della risorsa idrica. In: Regione Lombardia, Assessorato all'Agricoltura – Enti Regolatori dei Grandi Laghi Alpini, La regolazione dei grandi laghi alpini. Giornate di studio. Gardone Riviera (BS), 2-3 maggio 1996, 13-23.

Brocca L., Barbetta S., Camici S., Ciabatta L., Dari J., Filippucci P., Massari C., Modanesi S., Tarpanelli A., Bonaccorsi B., Mosaffa H., Wagner W., Vreugdenhil M., Quast R., Alfieri L., Gabellani S., Avanzi F., Rains D., Miralles D. G., Mantovani S., Briese C., Domeneghetti A., Jacob A., Castelli M., Camps-Valls G., Volden E. and Fernandez D., 2024. A Digital Twin of the terrestrial water cycle: a glimpse into the future through high-resolution Earth observations. *Front. Sci.*, 1, 1190191. <https://doi.org/10.3389/fsci.2023.1190191>

Ciabatta L., Brocca L., Massari C., Moramarco, T., Puca S., Rinollo A., Gabellani S., Wagner W., 2015. Integration of Satellite Soil Moisture and Rainfall Observations over the Italian Territory. *J. Hydrometeorol.* 16(3), 1341-1355. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-14-0108.1>

Cenci, L., Squicciarino, L., Pulvirenti, L., Puca, S., Duro, A., 2024. Validation of a Prototype Monitoring System of Water Bodies Extent for Civil Protection Applications, IGARSS 2024 - 2024 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Athens, Greece, 2024, pp. 3765-3769, <http://doi.org/10.1109/IGARSS53475.2024.10641198>

Delli Passeri L., Campione E., 2021. Analisi meteorologiche e previsioni a lunga scadenza. *Ecoscienza*, 6/2021, 28-29.

Duro A., Barbani M., Campione E., Conte C., De Francesco E., Delli Passeri L., Massimi F., 2023. La crisi idrica del 2022-2023: le attività svolte dal Dipartimento della Protezione Civile. *Blue Book-2023*, Sezione IV capitolo 8, pagg. 75-90., Utilitalia – Utilitalia.

IPCC, 2023. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2023: Synthesis Report*. A Report of the Intergovernmental Panel on Cli-

mate Change. Contributions of Working Group I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 34 pp. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>

Istat, 2024. Le statistiche dell'Istat sull'acqua - Anni 2020-2023. <https://www.istat.it/it/archivio/295148>

Mariani, S., Braca, G., Romano, E., Lastoria, B., e Bussettini, M., 2018. Linee Guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica da utilizzare nelle attività degli Osservatori permanenti per gli utilizzi idrici. Pubblicazione nell'ambito del progetto CREIAMO PA.

McKee T.B., Doesken N.J., Kleist J., 1993. The relationship of drought frequency and duration of time scales. Eighth Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society, January 17-23, 1993, Anaheim CA, 179-186.

Montanari A., Nguyen H., Rubinetti S., Ceola S., Galelli S., Rubino A., Zanchettin D., 2023. Why the 2022 Po river drought is the worst in the past two centuries. *Sci. Adv.* 9, 32. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adg8304>

Owens P.N., 2009. Adaptive management frameworks for natural resource management at the landscape scale: implications and applications for sediment resources. *J. Soil Sediment.* 9, 578-593. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0137-2>

Pandolfi G., 2008. Roma e la cultura dell'acqua: un legame inscindibile. *Bollettino della Società Geografica Italiana*, XIII, 95-124.

Pulvirenti, L., Squicciarino, G., Fiori, E., 2020. A Method to Automatically Detect Changes in Multitemporal Spectral Indices: Application to Natural Disaster Damage Assessment. *Remote Sens.* 12, 2681 <https://doi.org/10.3390/rs12172681>

Pulvirenti, L., Squicciarino, G., Fiori, E., Ferraris, L., Puca, S., 2021. A Tool for Pre-O-

perational Daily Mapping of Floods and Permanent Water Using Sentinel-1 Data. *Remote Sens.* 13(7):1342. <https://doi.org/10.3390/rs13071342>

Romano E., Guyennon N., Duro A., Giordano R., Petrangeli A.B., Portoghese I., Salerno F., 2018. A stakeholder oriented Modelling Framework for the Early Detection of Shortage in Water Supply Systems. *Water*, 10 (6), 762. <https://doi.org/10.3390/w10060762>

Rossi G., 2000. Drought Mitigation Measures: a Comprehensive Approach. In: Vogt J.V., Somma F. (Eds.) – *Drought and Drought Mitigation in Europe*, 233-246, Kluwer, Dordrecht.

Rossi G., Ancarani A., Cancelliere A., 1995. Gestione dei sistemi idrici durante i periodi di siccità: il ruolo dei modelli. Catania, Istituto di Idraulica, Idrologia e Gestione delle Acque, Facoltà di Ingegneria, Università di Catania.

Rossi G., Castiglione L., Bonaccorso B., 2007. Guidelines for Planning and Implementing Drought Mitigation Measures. In: Rossi G., Vega T., Bonaccorso B. (Eds.) *Methods and Tools for Drought Analysis and Management*, 325-347, Springer, Dordrecht.

Tarolli P., Luo J., Straffelini E., Liou Y., Nguyen K., Laurenti R., Masin R., D'Agostino V., 2023. Saltwater intrusion and climate change on coastal agriculture. *PLOS Water* 2(4): e0000121. <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000121>

Tibaldi S., Cacciamani C., Pecora S., 2010. Il Po nel clima che cambia. *Biologia Ambientale*, 24 (1): 21-28, 2010. Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008, sessione speciale "Aggiornamento delle conoscenze sul bacino idrografico Padano", a cura di Viaroli P., Puma F. e Ferrari I.

Tornatore F., Leoni P., Bonaiuti F., Brian M., Ziccardi S., Roati G., 2023. Diminuisce la disponibilità idrica nel Distretto del Po. *Ecoscienza*, 6/2023, 6-9.

USGS, 2002. Concepts for National Assessment of Water Availability and Use. Report to Congress. Circular 1223, Reston.

Vezzoli R., Mercogliano P., Castellari S., 2016. Scenari di Cambiamenti Climatici nel periodo 2021-2050: Quale disponibilità idrica nel bacino del Fiume Po? *Ingegneria dell'Ambiente* n.1/2016 - Le Edizioni. <https://doi.org/10.14672/ida.v3i1.361>

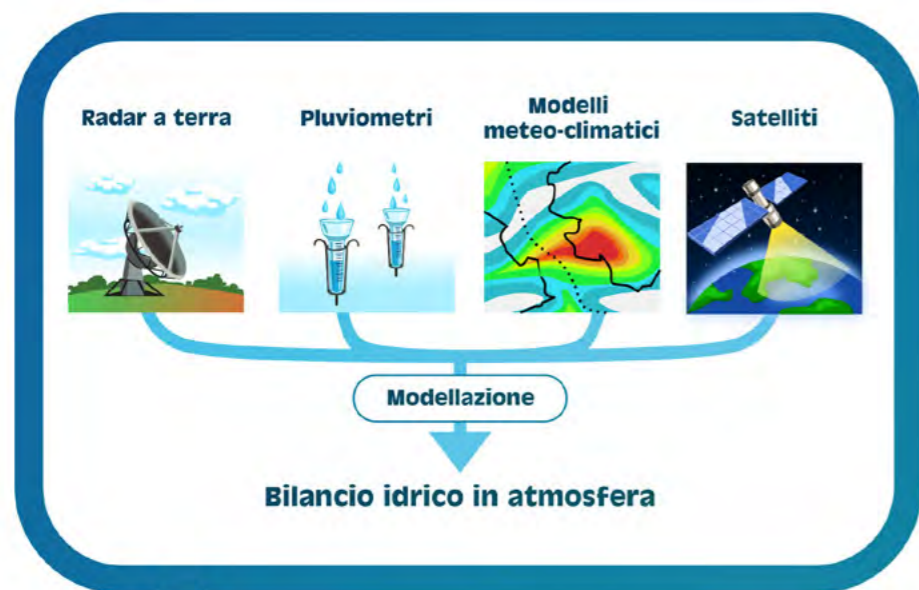
Viggiani C., 2002. L'acquedotto pugliese. The apulian aqueduct. Hevelius Edizioni.

Wilhite D.A., Pulwarty, R.S., 2018 (Eds.). *Drought and Water Crises. Integrating Science, Management, and Policy*. CRC Press, Taylor & Francis Group. <https://doi.org/10.1201/b22009>

Williams B.K., 2011. Adaptive management of natural resources – framework and issue. *J. Environ Manage.* 92, 1346-1353, Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.041>

How to cite

Duro, A., Barbani, M., Campione, E., Conte, C., De Francesco, E., Delli Passeri, L., Gollini, A., Massimi, F., Puca, S. 2024. "Previsione, prevenzione e contrasto delle crisi idriche: il valore aggiunto della conoscenza tecnico-scientifica nelle attività di protezione civile", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 73-101. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/03>



Keywords
atmosphere
observations of atmospheric parameters
climate and meteorological models
climate change
atmospheric water balance

Parole-chiave
atmosfera
osservazioni dei parametri atmosferici
modelli meteorologici e climatici
cambiamento climatico
bilancio idrico in atmosfera

Curatore
Stefano Federico
CNR
Istituto di scienze dell'atmosfera
e del clima

Con contributi di
CNR
Istituto di ricerca
per la protezione idrogeologica
Roberto Coscarelli

CNR
Istituto di scienze
dell'atmosfera e del clima
Daniele Mastrangelo
Giulia Panegrossi
Rosa Claudia Torcasio

Presidenza del Consiglio dei ministri
Dipartimento della protezione civile
Gianfranco Vulpiani

Per le immagini fornite e
per il supporto nella stesura dei testi,
gli Autori desiderano ringraziare:
Emanuela Piervitali
ISPRA

Il regime meteo- climatico

4

4.1 Introduzione	105
4.1.1 Il bilancio idrico in atmosfera	105
4.1.2 Il clima del Mediterraneo	105
4.1.3 Il clima d'Italia	107
4.2 Monitoraggio	109
4.2.1 Le stazioni di superficie	109
4.2.2 Il radar meteorologico	112
4.2.3 Le osservazioni satellitari	114
4.2.4 Le stime di pioggia da satellite	116
4.2.5 Analisi meteorologiche	119
4.3 Regime progresso e stato attuale	122
4.3.1 Andamento delle temperature	123
4.3.2 Andamento della precipitazione	124
4.4 Cambiamento climatico	128
4.5 Strumenti modellistici di analisi e previsionali	130
4.5.1 Il quadro generale	130
4.5.2 I modelli climatici	131
4.5.3 Le previsioni	134
Sub-seasonal to Seasonal (S2S)	
4.5.4 Le previsioni deterministiche	136
4.5.5 Il ruolo dell'intelligenza artificiale	137
4.6 Le domande di ricerca	138
4.7 Referenze bibliografiche	139

Introduzione

4.1

4.1.1 Il bilancio idrico in atmosfera

Il bilancio idrico in atmosfera, chiamato anche bilancio idroclimatico, è dato dalla differenza tra la precipitazione e l'evapotraspirazione. Quest'ultima misura il passaggio di vapore dalla superficie terrestre all'atmosfera ed è la somma di due contributi: il primo è l'evaporazione diretta dell'acqua (ad esempio l'evaporazione del mare), il secondo è il passaggio dell'acqua dalla superficie all'atmosfera tramite le piante (evapotraspirazione). Quest'ultima dipende, a sua volta, da parametri meteorologici, da fattori pedologici (potenziale idrico dell'acqua del terreno) e dalla vegetazione. L'evapotraspirazione è normalizzata, per convenzione, con la scelta di una coltura di riferimento che è rappresentata da un prato di *Festuca Arundinacea*, uniformemente ricoprente un terreno, in condizioni ottimali d'umidità e regolarmente sfalcato a un'altezza di 8-15 cm. Inoltre, il terreno deve essere tenuto in condizioni di

rifornimento idrico ottimali così da evitare la variabilità dovuta alle fluttuazioni di contenuto idrico che si verificano in esso. In questo modo, l'evapotraspirazione diventa indipendente dalle colture e da fattori pedologici e diventa funzione solo dei parametri meteorologici. Questi ultimi sono: la temperatura, la radiazione solare globale, il vento e l'umidità relativa. Si parla, quindi di evapotraspirazione potenziale, indicata solitamente con ET_0 .

Nel seguito del capitolo, dopo aver inquadrato il clima d'Italia nell'ambito del clima Mediterraneo, analizzeremo gli strumenti principali per il calcolo del bilancio idrico in atmosfera, lo stato attuale del clima in Italia, il contesto del cambiamento climatico ed infine gli strumenti modellistici per il calcolo del bilancio idrico dalla scala sub-stagionale a quella climatica e dalla scala regionale a quella globale.

4.1.2 Il clima del Mediterraneo

L'Italia si trova al centro del bacino del Mediterraneo e ha un clima, seppur nella diversità dei microclimi locali, "mediterraneo". Questo regime climatico è caratterizzato da due stagioni ben definite, l'estate e l'inverno, cui si frappongono due stagioni di transizione, la primavera e l'autunno. In queste stagioni di transizione, il clima può assumere, di volta in volta, caratteristiche che sono tipiche dell'estate o dell'inverno.

Il clima mediterraneo è determinato da tre fattori principali: l'orografia, la presenza del mare, e i sistemi di pressione che agiscono sull'area. L'orografia scherma il Mediterraneo da molti sistemi atmosferici che vengono deviati principalmente a latitudini più alte. D'altro canto, l'orografia consente di innescare nuovi cicloni, tanto che il Mediterraneo è una delle regioni più ciclogenetiche del mondo. I cicloni

nascono sottovento alle catene montuose e in special modo sottovento alle Alpi Occidentali (golfo di Genova). L'orografia ha un ruolo molto importante anche alla scala locale poiché devia le masse d'aria generando regioni di convergenza/divergenza che possono favorire la nascita di temporali improvvisi e molto intensi (Avolio e Federico, 2018; Federico et al., 2008).

Il mar Mediterraneo ha un ruolo fondamentale nello sviluppo dei cicloni e nella determinazione delle precipitazioni intense. Essendo un mare caldo è in grado di fornire ingenti quantità di vapore ed energia ai sistemi meteorologici che si sviluppano o che transitano nel bacino. L'evaporazione del mare consente di accumulare notevoli quantità di energia nella bassa atmosfera, specialmente in estate ed in autunno, che è utilizzata dai sistemi meteorologici per innescare la convezione profonda evidenziata, ad esempio, dalle notevoli fulminazioni del periodo (il Mediterraneo è la regione europea con il maggior numero di fulmini, Blakeslee et al., 2020). L'aumento della temperatura superficiale del mare, inoltre, sta favorendo lo sviluppo di sistemi *warm-core*, che ricordano gli uragani e che traggono la loro energia, almeno durante specifiche fasi di evoluzione del sistema, direttamente dal mare, con impatti notevoli.

I sistemi di pressione a scala planetaria che agiscono attorno al Mediterraneo sono molto importanti nel determinare il clima del bacino. L'anticiclone delle Azzorre tende ad estendersi verso il Mediterraneo nei mesi estivi proteggendolo dall'intrusione dei sistemi meteorologi-

ci. In inverno, l'anticiclone siberiano si estende verso il Mediterraneo, mentre l'anticiclone delle Azzorre si ritira verso latitudini più basse, favorendo l'ingresso di cicloni o la formazione di nuovi cicloni. Queste caratteristiche delle circolazioni che si sviluppano in Mediterraneo hanno conseguenze importanti sul campo di precipitazione. Questa, infatti, tende ad essere concentrata in autunno e in Inverno determinando un'abbondanza di precipitazione in queste stagioni e un marcato deficit precipitativo in estate. La prima definizione che fu data del clima Mediterraneo (Köppen, 1936), infatti, è quella in cui la precipitazione invernale supera di tre volte la pioggia estiva. È chiaro che un'alterazione dell'equilibrio tra i centri di pressione che agiscono attorno al Mediterraneo ha delle conseguenze notevoli sul clima e sul bilancio idrologico.

Da questo semplice quadro, emerge come il clima Mediterraneo sia piuttosto delicato poiché è il risultato dell'equilibrio di vari fattori, e i cambiamenti della temperatura superficiale del mare e dei sistemi di pressione che agiscono sul bacino stesso possono portare a cambiamenti del clima, con conseguenze notevoli sulla popolazione (circa 500 milioni). Proprio a causa di questo delicato equilibrio, piccole variazioni di una delle componenti sono amplificate dall'interazione con le altre componenti e gli effetti del cambiamento climatico sono più amplificati in Mediterraneo rispetto ad altre regioni del mondo. Anche per questa ragione il Mediterraneo è considerato un hot-spot climatico, ovvero una regione in cui l'impatto e/o la velocità con cui si manifesta il cambiamento globale sono maggiori rispetto alla media planetaria (Giorgi, 2006).

L'Italia, a causa della sua complessità orografica, della notevole estensione in latitudine (tra l'estremo sud d'Italia, l'isola di Lampedusa, e l'estremo nord, la Testa Gemella Occidentale, vi sono circa 12° di latitudine) e della presenza del mare, sviluppa una notevole varietà di microclimi. Le principali regioni climatiche sono spesso classificate secondo il metodo di Köppen che classifica le regioni climatiche della terra in base ai valori medi di temperatura e precipitazione.

La classificazione di Köppen prevede cinque gruppi principali, che sono contraddistinti da lettere maiuscole. I gruppi A, C e D hanno calore e precipitazioni sufficienti da permettere la crescita di alberi d'alto fusto (vegetazione forestale e boschiva).

I gruppi principali della classificazione di Köppen

A. climi tropicali piovosi

temperatura media giornaliera superiore a 18 °C.
Senza stagione fredda.

B. climi aridi

media piovosa sotto il limite di aridità.

C. climi temperato-caldi piovosi

temperatura media del mese più freddo tra 18 °C e -3 °C.
Senza copertura regolare nevosa.

D. climi boreali o delle foreste nivali

temperatura media del mese più freddo sotto -3 °C.

E. climi nivali oppure climi glaciali

temperatura media del mese più caldo inferiore a 10 °C.

L'Italia è caratterizzata da climi principalmente di tipo C, in alcuni casi con tendenza a B, e da climi nivali nelle vette più alte delle Alpi. Vi è poi la possibilità di distinguere delle sotto-regioni omogenee

dal punto di vista climatico, che caratterizzano meglio il clima locale. Per queste regioni si possono aggiungere delle lettere alla classificazione di Köppen. In Italia si hanno dieci diverse regioni climatiche. Si riportano qui di seguito alcune caratterizzazioni principali.

In gran parte della Sardegna, della Sicilia, della Calabria e della Puglia, la fascia costiera occidentale d'Italia (dalla Liguria alla Calabria), il litorale del mar Ionio, le coste adriatiche da Ancona alla Puglia e più in generale tutte le zone di bassa quota del Centro e del Sud il clima è di tipo Csa. Il clima Cs sta ad indicare che le precipitazioni dei mesi invernali (dicembre, gennaio e febbraio) superano di tre volte le precipitazioni dei mesi estivi (giugno, luglio, agosto), mentre la lettera "a" finale indica che la temperatura media del mese più caldo è superiore a 22 °C. Il clima di tipo Csa caratterizza anche le basse zone montuose della Calabria, Sardegna e Sicilia.

Andando più a nord (Lazio, Toscana, Abruzzo, Campania, Molise e Marche) il clima diventa di tipo Mediterraneo ad estate mite (Csb). In questo clima le precipitazioni hanno un andamento simile al clima Csa, ma con la temperatura media del mese più caldo inferiore a 22 °C. In questo clima, la temperatura media rimane superiore a dieci gradi per almeno quattro mesi all'anno.

Un altro tipo di clima ben presente nella nostra penisola è quello di tipo temperato di transizione al Mediterraneo (Cfsa). Questo clima è caratterizzato da abbondante precipitazione in inverno e in autunno e da basse precipitazioni estive, come per il clima Mediterraneo. Questo tipo di clima è caratteristico delle zone più interne della

Liguria e dell'area influenzata dalla presenza del lago di Garda.

Abbiamo poi il clima temperato ad estate calda (Cfa). Questo clima si differenzia da quello tipico Mediterraneo per il suo regime pluviometrico. Si hanno due massimi di precipitazione, uno in autunno e uno in primavera, intervallati da due minimi in estate e in inverno. In genere, a nord del Po, la precipitazione estiva supera quella invernale. A questo tipo di clima appartengono la pianura Padana, la pianura Veneto-Friulana, le coste adriatiche centrali e settentrionali e le zone collinari di Piemonte (fino a 400 m) ed Emilia-Romagna (fino a 500 m).

Vi è poi il clima temperato a estate tiepida (Cfb); caratteristico delle colline e degli altopiani del Piemonte al di sopra di circa 400 metri s.l.m. a nord e 500 metri s.l.m. a sud, dell'Appennino ligure e tosco-emiliano e dei bassi versanti alpini e prealpini (esclusi quelli più interni). Questo clima è caratterizzato dall'abbondanza della precipitazione estiva e dalla temperatura media del mese più caldo inferiore a 22 °C, ma con almeno 4 mesi con temperatura media superiore a 10 °C.

Salendo più in quota si trova poi il clima temperato fresco (Cfc), tipico delle zone prealpine e appenniniche a quote elevate. Anche in questo caso le precipitazioni più alte si riscontrano in estate, ma non mancano nelle altre stagioni.

Oltre ai climi temperato-caldi, come quelli visti finora, l'Italia ha delle aree in cui si hanno climi temperato-freddi, indicati con la lettera D, che sono caratterizzati dall'aver una temperatura media del mese più freddo inferiore a -3 °C. Esiste poi la regione delle vette alpine ed appenniniche più alte, in cui il clima è di tipo polare, indicato con la lettera H. Nel clima polare, la temperatura media del mese più caldo non è mai superiore a 10 °C.

In Italia si hanno i seguenti tre tipi di clima temperato-freddi e polari:

4.1.3

Clima temperato freddo d'altitudine (DfH)

si distingue per l'inverno lungo, rigido e leggermente secco. Questo tipo di clima si trova sull'arco Alpino fino a quote di 2000-2200 metri s.l.m. e nelle valli appenniniche. Sulle Alpi le precipitazioni sono soprattutto estive, mentre sugli Appennini il regime pluviometrico ricalca quello delle rispettive zone climatiche a quote più basse.

Clima freddo della tundra di altitudine (ETH)

questo tipo di clima si ha nell'arco alpino a quote superiori ai 2000-2200 metri s.l.m. e su alcune cime dell'Appennino, caratterizzato da rigide temperature notturne e invernali e da precipitazioni soprattutto estive. Il paesaggio varia gradualmente dalle praterie d'alta quota fino ai ghiacciai.

Clima nivale di altitudine (EFH)

questo tipo di clima caratterizza le vette più elevate delle Alpi ricoperte da neve perenne, con quote generalmente superiori ai 3500 metri s.l.m.

Va evidenziato come i diversi regimi precipitativi del clima italiano abbiano delle conseguenze importanti sul bilancio idroclimatico (ovvero sulla differenza tra precipitazioni ed evapotraspirazione). Nelle regioni caratterizzate da climi tipo Cs la precipitazione è concentrata in inverno e queste regioni sono caratterizzate da un notevole deficit idrico in estate; nelle regioni a clima Cf o Df la precipitazione è meglio distribuita nell'arco dell'anno e le condizioni di deficit idrico non sono così marcate in estate come nei climi Cs.

Dal quadro precedente emerge la complessità del clima d'Italia all'interno del clima Mediterraneo. In questa varietà, è importante monitorare le diverse variabili meteorologiche utili per la stima del bilancio idrologico e idrico e per fornire allerte tempestive per possibili condizioni di siccità.

Monitoraggio

4.2

In questa sezione sono riportati i principali strumenti per l'osservazione dei parametri meteorologici utili alla definizione del bilancio idroclimatico. Tra questi parametri troviamo la precipitazione e la temperatura dell'aria, cui possono aggiungersi anche altri parametri come umidità relativa, radiazione solare e vento in superficie.

4.2.1

Le stazioni di superficie

Le reti osservative di superficie sono strumenti importanti per la stima del bilancio idrico e per la stima degli indici utilizzati per il monitoraggio della siccità (si veda a questo proposito il paragrafo 11.5) poiché consentono di osservare in-situ e con ottima precisione i parametri meteorologici di interesse. Una stazione meteorologica completa consente di misurare i seguenti parametri: temperatura dell'aria, precipitazione, umidità relativa, radiazione solare globale, modulo e direzione del vento. A queste misurazioni possono, eventualmente, aggiungersi osservazioni di tipo più specialistico come, ad esempio, l'umidità del suolo, la visibilità, l'altezza delle nubi, le varie componenti della radiazione solare, la concentrazione di specie in atmosfera etc. I parametri meteorologici sono osservati tra 1.5 e 2 m dalla superficie sottostante, ad eccezione del vento che va osservato a 10 m (questo requisito non si applica per le stazioni agrometeorologiche in cui il vento va misurato a 2 m di altezza). Questi standard sono dettati dall'Organizzazione meteorologica mondiale (OMM, o WMO in inglese) che rilascia periodicamente delle guide per le pratiche da utilizzare nei rilevamenti meteorologici (World Meteorological Organization, 2023). Le stazioni vanno col-

locate in campo aperto (la distanza degli ostacoli deve essere di almeno dieci volte l'altezza degli ostacoli stessi) e su un terreno con prato naturale.

Le reti di rilevamento di superficie in Italia sono varie e, per certi versi, eterogenee, anche in conseguenza del fatto che sono state realizzate per scopi diversi. Negli anni recenti, inoltre, la riduzione dei costi di questo tipo di strumentazione ha consentito la nascita di diverse reti locali e amatoriali che hanno raggiunto notevoli livelli di affidabilità, di copertura del territorio e di densità. In questo capitolo, tuttavia, ci riferiremo a tre reti principali: la Rete delle regioni italiane (è la rete dell'ex Ufficio idrografico e mareografico nazionale - SIMN), la Rete dell'Aeronautica militare e la Rete agrometeorologica nazionale (RAN) del CREA (Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria).

La Rete delle regioni è centralizzata presso il Dipartimento della protezione civile ed è la più ampia in termini numerici. Consiste di circa 4000 punti di osservazione, distribuiti piuttosto omogeneamente sul territorio nazionale (circa una stazione ogni 75 km²), come mostrato in Figura 4.1.

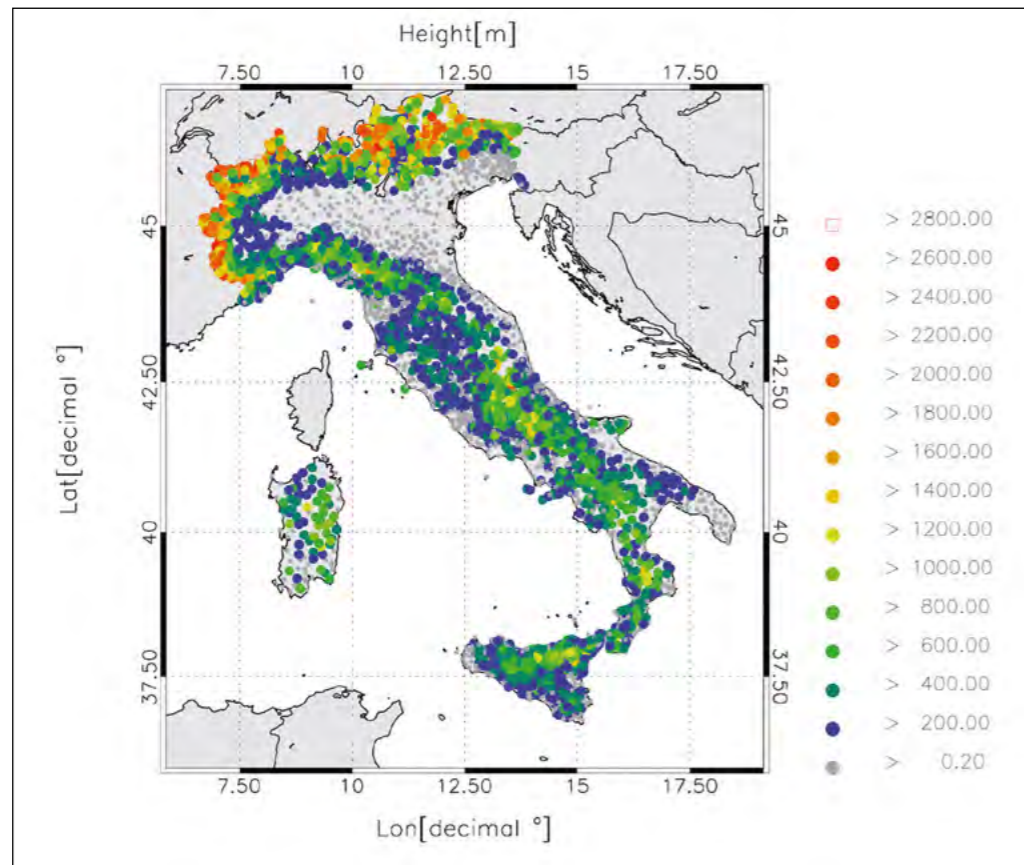


Figura 4.1

Distribuzione della rete di osservazione delle regioni. Il codice colore in legenda si riferisce alla quota delle stazioni in metri s.l.m.

La rete delle regioni è sostanzialmente una rete termo-pluviometrica e l'osservazione degli altri parametri meteorologici è infrequente. La profondità delle serie temporali a disposizione è molto variabile: si possono avere serie di circa un secolo e serie che iniziano nei primi anni '90 del secolo scorso, quando vi fu una razionalizzazione della rete. Il numero notevole di stazioni che compongono la rete consente di fare delle ottime stime delle precipitazioni e delle temperature sul territorio nazionale e consente di compilare alcuni indici di siccità basati su criteri termo-pluviometrici.

Un'altra Rete molto importante sul territorio nazionale è quella dell'Aeronautica militare. Questa rete conta circa 170 stazioni (21 stazioni aeroportuali, 52 stazioni presso teleposti meteo, 94 stazioni automatiche) dislocate piuttosto omogeneamente sul territorio (circa 1 stazione ogni 2600 km²). Per molte delle stazioni

di questa rete le serie storiche cominciano a metà del secolo scorso, anche se per alcune si può arrivare fino all'inizio del secolo scorso. Tutte le stazioni compiono osservazioni secondo criteri e orari stabiliti in sede internazionale, e sono identificate da un indicativo numerico dell'OMM. La rete delle stazioni dell'Aeronautica militare, così come le altre reti presentate in questo paragrafo, è soggetta a manutenzione per assicurare il corretto funzionamento della strumentazione e l'adeguata rispondenza agli standard di osservazione stabiliti dall'OMM. Le osservazioni possono avere scopi sia aeronautici, sia sinottici: le stazioni sinottiche sono rappresentative di un'area di circa 70 km di raggio e si susseguono a intervalli orari, triorari ed esaorari. Le osservazioni aeronautiche (METAR) per l'assistenza alla navigazione aerea sono, di norma, a cadenza oraria e semioraria e possono essere tempestivamente aggiornate (SPECI) per segnalare improvvise variazioni dello stato del tempo.

Nella rete di stazioni dell'Aeronautica militare vi è un gruppo di stazioni, denominate Data Collection Platform (DCP), che acquisiscono con continuità tutti i parametri meteorologici rilevati dai sensori di cui sono dotate e compilano automaticamente il bollettino di osservazione. Questo bollettino è trasmesso al satellite METEOSAT, che, a sua volta, invia i dati a un centro di raccolta che lo immette sulla rete di telecomunicazioni meteorologiche Global Telecommunication System (GTS), che ne assicura la disponibilità a tutti i Servizi Meteorologici Nazionali.

Accenniamo infine, alla Rete agrometeorologica nazionale (RAN; per una mappa sulla dislocazione delle stazioni agrometeorologiche si può far riferimento alla pagina del Ministero delle politiche agricole:

https://www.politicheagricole.it/flex/FixedPages/Common/miepfy200_rete-Agrometeorologica.php/L/IT).

La Rete agrometeorologica nazionale è costituita dalle centraline automatiche localizzate in zone a principale vocazione agricola e consta di circa 50 stazioni agrometeorologiche (densità di circa 1 stazione ogni 6000 km²), più una trentina di osservatori storici con rilevamento dati di oltre un secolo. I dati rilevati sono acquisiti con cadenza oraria e sottoposti a sistematici controlli di correttezza e consistenza fisica e meteorologica prima di essere archiviati nella Banca dati agrometeorologica nazionale del SIAN e utilizzati per il monitoraggio agrometeorologico. La RAN è stata progettata, ed acquisisce dati, a partire dal 1991 considerando due requisiti principali: 1) la rete doveva coprire le aree italiane di notevole interesse agricolo (ad esempio colture di particolare importan-

za); 2) la rete doveva integrarsi con quelle già preesistenti dell'Aeronautica militare e dell'ENAV e con la rete dell'UCEA (Ufficio centrale di ecologia agraria, cui appartengono gli osservatori storici citati sopra). È importante sottolineare come queste stazioni agrometeorologiche misurino delle quantità diverse da quelle delle stazioni meteo convenzionali. In particolare, oltre al fatto che il vento è misurato a 2 m di quota, ovvero più vicino alle colture rispetto al vento a 10 m utilizzato nelle normali centraline meteorologiche, si misurano le temperature a 5 cm e 20 cm dalla superficie, l'umidità a 20 cm dalla superficie, il flusso di calore nel suolo, la bagnatura fogliare e l'evaporazione potenziale, tutte grandezze rilevanti per l'agrometeorologia. Anche questi standard sono regolati dall'OMM.

Le stazioni agrometeorologiche sono utilizzate anche per la stima dell'evapotraspirazione reale. Tra i metodi più usati per la stima di questa grandezza ci sono quello di Hargreaves (Hargreaves, 1982) ed il metodo di Penman-Monteith modificato dalla FAO (Allen, 1998). Nel metodo di Hargreaves occorre misurare la temperatura dell'aria (a un'altezza di 1.5-2.0 m dalla superficie) e occorre stimare la radiazione astronomica al sito di interesse. Il metodo di Penman-Monteith tiene conto anche dell'evapotraspirazione indotta dal trasporto del vento. In questo caso, oltre alla temperatura, occorre misurare l'umidità relativa, l'intensità del vento (a 2 m di altezza) e il valore della radiazione netta, dato dalla differenza tra la radiazione solare in corrispondenza delle lunghezze d'onda corte e la radiazione emessa dalla superficie terrestre.

Il radar meteorologico è uno strumento molto importante per il monitoraggio in tempo reale della precipitazione e per la previsione a brevissimo termine (1-2h) dei sistemi meteorologici più intensi. Questo strumento consente di valutare il tipo di precipitazione, la sua intensità e il movimento del sistema precipitante.

I radar meteorologici inviano impulsi direzionali di radiazione alle microonde che interagiscono con le goccioline e con le particelle di ghiaccio presenti nei corpi nuvolosi e, in base al segnale retro-diffuso, risalgono ad alcune caratteristiche dei corpi nuvolosi e delle precipitazioni.

Le lunghezze d'onda che si utilizzano dipendono dal tipo di radar e dall'applicazione che se ne vuol fare. Generalmente, e in particolare nel caso dei radar della rete radar nazionale, le lunghezze d'onda che si utilizzano vanno da 5 a 10 cm (rispettivamente banda C e X). Queste lunghezze d'onda sono generalmente molto più grandi della dimensione tipica delle particelle di pioggia e di ghiaccio, fatta eccezione per la grandine.

I radar meteorologici possono avere altre due caratteristiche importanti che ne indicano il tipo:

radar doppler

sono in grado di misurare la componente radiale della velocità del vento.

radar polarimetrici

sfruttano l'informazione sulla polarizzazione del segnale riflesso per stimare in maniera particolarmente accurata l'intensità della precipitazione.

Nel caso italiano esiste una rete radar avanzata che copre quasi del tutto il territorio nazionale. Si tratta di una rete federata, composta da 26 sistemi gestiti da 13 Amministrazioni/Enti, tra cui Dipartimento della protezione civile nazionale (DPC), le Regioni, l'ENAV e l'Aeronautica militare. Il DPC, che gestisce direttamente 11 sistemi radar, riceve i dati dai partner al fine di generare prodotti meteorologici su scala nazionale. Una mappa della distribuzione della rete radar nazionale è riportata in Figura 4.2.

Un vantaggio molto importante offerto dalla rete radar rispetto ai pluviometri è quello della copertura spaziale continua del territorio italiano (con piccole eccezioni come la Sicilia occidentale). Questo consente di stimare con buona precisione il campo di precipitazione tra due diversi pluviometri o in aree remote. Va anche evidenziato che in estate si possono verificare dei temporali molto localizzati che non sono ben osservati dai pluviometri poiché sono troppo distanti tra loro per osservare il temporale (o osservarne la parte più intensa). Questa considerazione si applica, in qualche misura, anche agli eventi meteorologici più estesi, in cui la rete pluviometrica non può osservare le strutture temporalesche più piccole all'interno del sistema meteorologico principale, ma che sono importanti in termini di bilancio idrologico. La rete radar nazionale fornisce il prodotto SRT_1 che rappresenta la cumulata di precipitazione (mm) nell'ultima ora sulla base dell'integrazione dell'osservazione radar di intensità di precipitazione su 1 ora e i dati della rete a terra (Fig. 4.3).



Figura 4.2
Posizioni dei radar della rete radar meteorologica nazionale. I radar in verde hanno la doppia polarizzazione quelli in blu la singola polarizzazione.

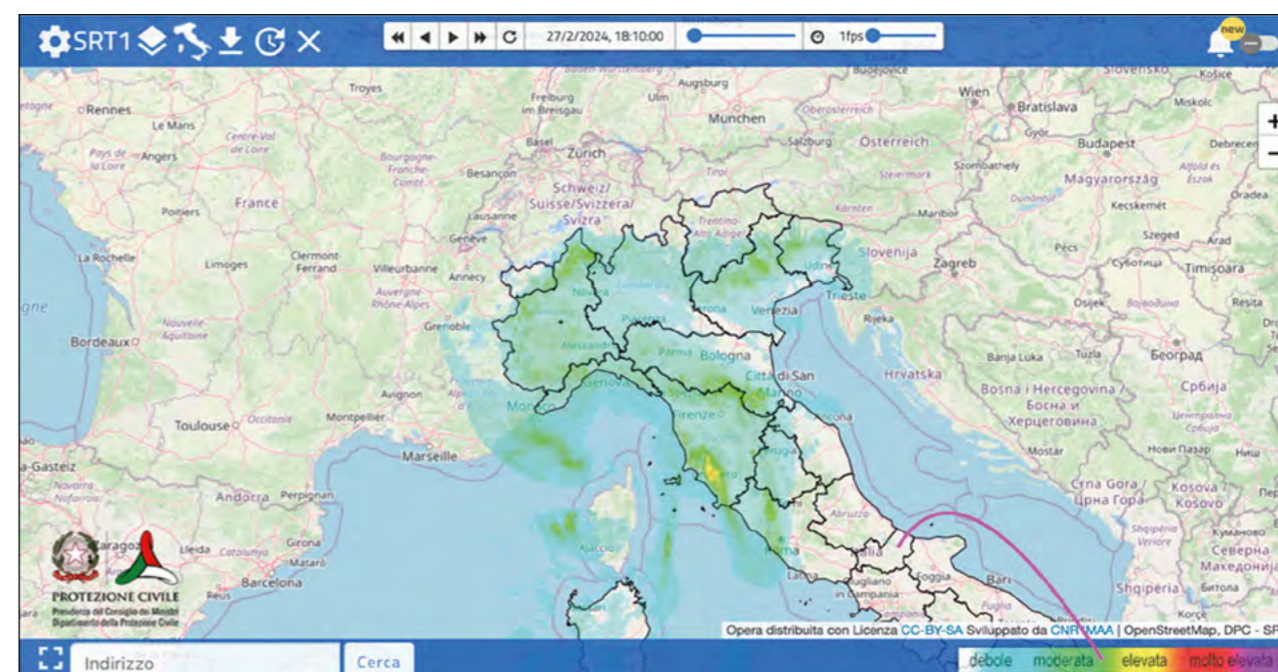


Figura 4.3
Mappa SRT_1 delle 18:10 UTC del 27 febbraio 2024. Dal sito del Dipartimento della protezione civile: <https://mappe.protezionecivile.gov.it/it/mappe-rischi/piattaforma-radar/>

Ci sono alcuni limiti alle osservazioni da terra. I pluviometri forniscono la stima più diretta della precipitazione alla superficie, tuttavia non sono esenti da errore. La principale sorgente di errore dei pluviometri è la sottostima della pioggia in condizioni di vento forte. Questo aspetto è molto importante anche per la neve, la cui sottostima in condizioni di vento forte può arrivare al 50% (Vinayak et al., 2009). In ogni caso i pluviometri forniscono le stime di pioggia in corrispondenza del sensore e, per avere una stima in zone non coperte dai sensori, occorre interpolare i dati. Inoltre, i pluviometri su mare sono rari, sono posti su atolli, isole o piattaforme e non consentono di avere delle stime adeguate di pioggia su mare. I radar meteorologici consentono di risolvere in parte il problema della copertura spaziale dei pluviometri e forniscono delle stime areali piuttosto che puntuali della precipitazione. Tuttavia, la loro estensione su mare è limitata (dell'ordine di 100 km) e le osservazioni rimangono principalmente confinate su terra.

L'osservazione radar, inoltre, è una misura indiretta della pioggia ed è soggetta a errori. In particolare, la riflettività, che è la grandezza osservata dal radar, non dipende direttamente dall'intensità di precipitazione bensì dal numero di idrometeore presenti nella massa d'aria osservata, dalla distribuzione dei loro diametri e dallo stato fisico dell'acqua che le compone; a diversi valori di intensità di pioggia possono dunque corrispondere medesimi valori di riflettività. Inoltre, il radar misura la pioggia in quota, che non coincide con quella che si ha alla superficie. Esistono dei prodotti combinati radar-pluviometri che rappresentano la migliore stima della precipitazione su terra.

Una fonte molto importante di dati di precipitazione, che non soffre dei problemi di copertura spaziale evidenziati in precedenza è quella della stima da satellite, soprattutto se si considera la scala globale. Le osservazioni da satellite danno una stima sinottica e globale della precipitazione, con delle risoluzioni spazio-temporali che sono utili a molte applicazioni, anche se possono avere problemi di accuratezza dell'osservazione a causa del fatto che l'osservazione è indiretta.

Il primo satellite TIROS (Television InfraRed Observing Satellite) ha iniziato l'era dell'osservazione della Terra da satellite nell'aprile del 1960. A valle di questo lancio, l'Organizzazione meteorologica mondiale ha stabilito il programma World Weather Watch nel 1963 per coordinare le osservazioni della Terra dalla superficie e dallo spazio. Successivamente, nel 2005, l'OMM è stata incaricata dalle varie nazioni di fornire dati meteorologici stabili e di lungo termine. In questo contesto i satelliti meteorologici hanno giocato un ruolo fondamentale.

I satelliti meteorologici possono essere divisi in due grandi categorie: i satelliti geostazionari e i satelliti in orbita bassa, che includono i satelliti in orbita polare.

I satelliti geostazionari sono posizionati a circa 36 000 km dalla superficie della Terra e sono caratterizzati da un piano orbitale coincidente con quello dell'equatore. Ruotano alla stessa velocità della Terra e, per questo, osservano di continuo la stessa area della superficie terrestre. Ogni satellite è in grado di vedere circa 1/3 della superficie terrestre, ma la risoluzione spaziale dell'osservazione decresce andando verso i bordi dell'area osservata. Per questa ragione occorrono cinque satelliti geostazionari

per poter osservare l'intera superficie terrestre (da 70S a 70N in latitudine). Anche se vi sono differenze tra i diversi satelliti geostazionari, essi hanno un certo numero di caratteristiche simili. In particolare, forniscono misure nell'infrarosso e nel visibile con risoluzioni che vanno da qualche chilometro nel caso del sensore infrarosso al chilometro nel caso del visibile. La frequenza con cui vengono acquisite le immagini è inferiore a 30 minuti, anche se nel caso del METEOSAT di seconda generazione questa frequenza è dell'ordine di 15 minuti. Altra caratteristica importante dei satelliti geostazionari è la possibilità di acquisire le immagini a varie frequenze, consentendo di poter analizzare anche le caratteristiche microfisiche delle nubi.

La seconda classe di satelliti è quella dei low Earth orbiting (LEO) che complementano i satelliti geostazionari. Questi satelliti, a loro volta, si dividono in due classi: quelli sincroni con il sole e quelli non sincroni. Alla prima classe appartengono i satelliti LEO operativi e, poiché sono sincroni con il sole, attraversano l'equatore sempre alla stessa ora del giorno, garantendo fino a due passaggi giornalieri. Anche i satelliti LEO trasportano radiometri nel visibile e nell'infrarosso, tuttavia aggiungono l'importante caratteristica di trasportare sensori nelle microonde, capaci di una misura più diretta della precipitazione. Ad oggi i satelliti di questo tipo includono i satelliti del NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration, Kidwell, 2014) e quelli della serie MetOp di EUMETSAT (Klaes et al., 2007).

Tra gli strumenti trasportati dai satelliti polari vi sono il AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer, Kidwell, 2014) e il Microwave Humidity Sounder (MHS). Il sensore AVHRR ha fornito una lunga serie di dati nel visibile e nell'infrarosso termico a una risoluzione di 1 km. Grazie a un campo di vista di circa 3000

km di ampiezza, AVHRR ha consentito di rivisitare una zona della terra due volte al giorno. Più recentemente il Moderate-Resolution Imaging Sensor (MODIS), a bordo dei satelliti Aqua e Terra ha fornito immagini nel visibile e infrarosso in 36 bande spettrali ad una risoluzione spaziale che può scendere fino a 250 m.

Un notevole passo in avanti nella stima delle precipitazioni da satellite e nello studio delle nuvole si è avuto con l'avvento dei sensori passivi a microonde (Passive Microwave Sensors, PMW). Il primo sensore alle microonde è stato lo Electrically Scanning Microwave Radiometer (ESMR) che ha volato sui satelliti Nimbus-5 e Nimbus-6. Questo sensore ha aperto la strada, nel 1978, allo Scanning Multichannel Microwave Radiometer (SMMR), a bordo del Nimbus-7, che ha fornito osservazioni da 6 a 37 GHz. Nel 1987 è stato lanciato lo Special Sensor Microwave/Imager (SSM/I) sulla serie di satelliti Defense Meteorological Satellite Program (DMSP) con frequenze da 18 a 85 GHz, essendo quest'ultima particolarmente utile per la stima della precipitazione. I sensori SSMI sono stati la principale fonte per la stima della pioggia dal 1987 fino al 2005, anno in cui è stato messo in orbita il nuovo sensore SSMIS (Special Sensor Microwave Imager-Sounder; Kummerow et al., 2008). Le osservazioni operative alle microonde sono molto utili per la stima della precipitazione da satellite e hanno ampiamente utilizzato le osservazioni dei sensori AMSU (Advanced Microwave Sounding Unit) e MHS che forniscono informazioni da 23.8 a 190 GHz.

Una missione molto importante per lo studio della precipitazione misurata dai satelliti è la missione TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission, Kummerow et al., 1998), dedicata ai tropici, che è stata la prima missione a poter misurare la precipitazione sia in orizzontale che in verticale.

La missione TRMM, infatti, è stata la prima ad avere a bordo un radar attivo (Iguchi et al., 2000), operante alla frequenza di 13.6 GHz, ideale per l'osservazione della precipitazione ai tropici. Il campo di vista del radar è di 215 km e consente di poter fare delle osservazioni in verticale alla risoluzione di 250 m ed in orizzontale con una risoluzione di 5 km. Oltre al radar, la missione TRMM aveva a bordo un radiometro alle microonde tipo SSM/I a cui è stata sommata l'osservazione alla frequenza di 10 GHz, molto utile per l'osservazione della pioggia sugli oceani. La missione TRMM aveva a bordo anche il sensore LIS (Lightning Imager Sensor) per l'osservazione dei fulmini dallo spazio ed il VISR (Visible and Infrared) scanner. L'insieme dei sensori a bordo della missio-

ne TRMM consentiva l'osservazione sia attiva che passiva delle precipitazioni.

La missione TRMM è stata alla base per una nuova e più avanzata missione per la stima della precipitazione da satellite: la Global Precipitation Measurement (GPM), iniziata il 27 Febbraio del 2014 (Skofronick-Jackson et al., 2017). Questa è una missione internazionale NASA-JAXA che si basa su un nuovo satellite con a bordo due strumenti per la misura della pioggia: un radar e un radiometro. Le osservazioni di questi strumenti di riferimento sono utilizzate sia per dare l'osservazione della precipitazione sia per calibrare altri satelliti (di ricerca e operativi), le cui osservazioni sono utilizzate dalla GPM per la stima della pioggia a livello globale.

Le stime di pioggia da satellite

I metodi basati sul visibile e sull'infrarosso rimangono, ad oggi, i principali per la stima operativa della pioggia da satellite. Nelle immagini visibili, le nuvole appaiono più brillanti rispetto alla superficie sottostante grazie alla loro albedo più alta. Ci sono studi che mostrano la possibilità di stimare la pioggia dal canale visibile (Follansbee, 1975) tuttavia, la relazione tra radianza osservata e intensità di precipitazione non ha delle ottime prestazioni e le immagini sono disponibili solo di giorno. Ad ogni modo, le immagini nel visibile sono molto importanti per identificare l'area delineata dalle nuvole e per identificare i tipi di nuvole. Ad esempio, i cumulonembi, che sono più spessi, riflettono più luce rispetto ai cirri sottili e appaiono più brillanti nelle immagini del visibile.

Le immagini nell'infrarosso termico misurano la radiazione che è emessa naturalmente dalle nuvole e sono dispo-

nibili sia di notte che di giorno. In base alla temperatura rilevata nell'infrarosso può essere dedotta l'altezza delle nuvole e, poiché l'estensione verticale di una nuvola è correlata con la precipitazione che produce, è possibile ottenere una stima del rain-rate dalle osservazioni nell'infrarosso. La relazione tra il rain-rate e la temperatura nell'infrarosso è piuttosto complessa e dipende da una serie di fattori quali il regime climatico, il tipo di precipitazione e la vita del sistema precipitante. Per questa ragione la relazione tra rain-rate e temperatura nell'infrarosso è di tipo statistico ed è basata su calibrazione. L'osservazione nel vicino infrarosso, ad esempio alle frequenze di 1.6, 2.1, e 3.0 mm, consente invece di avere delle informazioni sulle particelle che si trovano alla sommità delle nuvole come la grandezza delle idrometeore e la fase. Queste tecniche possono essere estese anche alla notte attraverso l'uso di altri canali nell'infrarosso (10.8 e 3.7 mm).

Fin dai primi studi di Weinman e Guetter (1977) e Wilheit et al., (1977) emerse che la radiazione passiva alle microonde è più direttamente collegata alle particelle precipitanti rispetto al visibile e all'infrarosso. Nella parte dello spettro alle microonde, la Terra emette una radiazione poco intensa che interagisce con le idrometeore e cambia la radiazione ricevuta dal sensore sul satellite. Nello specifico, l'emissione di radiazione a microonde delle particelle di pioggia fa crescere la radiazione che raggiunge il satellite, mentre lo scattering delle particelle di ghiaccio diminuisce la radiazione alle microonde che raggiunge il satellite. La possibilità di stimare la precipitazione dalle microonde dipende dalla superficie: sul mare l'emissività nelle microonde è bassa (0.3-0.4) e i segnali emessi dalle particelle liquide possono essere utilizzati per la stima della pioggia. Sulla terra l'emissività è più alta (0.8-0.9) e le stime di precipitazione vanno fatte a partire dallo scattering delle particelle di ghiaccio. Vi è quindi una chiara distinzione tra le tecniche basate sull'emissione su tutta la colonna e le tecniche basate sullo scattering che considerano la parte di ghiaccio della nuvola.

Poiché una singola risposta dei canali a microonde non è univoca con la precipitazione, si sono sviluppate tecniche multicanale per la stima della pioggia. Queste tecniche possono essere divise in due gruppi: quelle empiriche e quelle fisicamente basate. Le tecniche empiriche sono semplici da implementare e tengono conto di una serie di artefatti che possono caratterizzare l'osservazione (ad esempio, riempimento parziale del fascio, differen-

ze nella risoluzione, disomogeneità della superficie sottostante). Queste tecniche, tuttavia, richiedono una calibrazione a livello regionale. I metodi fisicamente basati si basano su modelli di trasferimento radiativo.

La stima della precipitazione con le microonde ha due problemi principali, che possono limitarne l'utilità pratica. Il primo è il tempo di rivisitazione che è, per i satelliti operativi, di 12 ore; il secondo è la bassa risoluzione spaziale delle osservazioni alle microonde. Si va da qualche decina di chilometri per le frequenze più basse a qualche chilometro per le frequenze più alte.

Le diverse tecniche di utilizzo dei canali alle microonde e nell'infrarosso per la stima della precipitazione da satellite hanno consentito di mettere a punto una serie di dataset globali. Tra questi ce ne sono due che menzioniamo in questo capitolo. Il primo è il dataset GPM-IMERG (<https://catalogue.ceda.ac.uk/uuid/47c32530265d-4d6e8fdb6c08b2330371>) arrivato alla sua versione 6, che fornisce le precipitazioni a scala globale su terra e su mare ogni 30 minuti e il dataset HSAF (<https://hsaf.meteoam.it>), distribuito attraverso il sito dell'Aeronautica militare, che fornisce vari prodotti di precipitazione (anche nevosa) basati sulle immagini METEOSAT. Tra questi prodotti c'è la precipitazione combinata (dataset H60) tra i canali infrarosso e le microonde disponibile su tutta l'immagine del METEOSAT ogni 15 minuti. Questi dataset sono anche utilizzati per il monitoraggio della siccità (si veda ad esempio Wei et al., 2020).

Le analisi meteorologiche rappresentano la migliore stima che si può fare da un punto di vista statistico dei campi atmosferici partendo da due informazioni: le osservazioni (sia in situ che remote, sia da terra che da satellite) e un campo su un reticolo spaziale regolare fornito da un'altra sorgente di dati, generalmente un modello meteorologico. Questo campo spazializzato su griglia regolare è chiamato campo di background (o *first guess*). Sia il campo di background che le osservazioni sono noti con un loro errore ed il processo di analisi ottiene la migliore stima del campo finale, l'analisi appunto, tenendo conto degli errori delle due sorgenti di dati.

Le analisi meteorologiche più utilizzate e più diffuse sono quelle in cui si combinano le uscite di un modello meteorologico con le osservazioni per ottenere la migliore stima del campo su griglia regolare. Queste analisi modellistiche possono essere utilizzate sia per scopi conoscitivi, che per l'inizializzazione del modello meteorologico che ha fornito il campo di background o di altri modelli/processi a cascata.

Nel processo di analisi meteorologica, il modello è utilizzato come un interpolatore fisico per la ricostruzione dei processi alle varie scale rappresentate dal modello. Tra le rianalisi modellistiche principali ci sono quelle fornite dal centro Europeo, ad esempio ERA5 (Hersbach et al., 2020), che sono il riferimento per la scala globale e sono distribuite tramite i servizi C3S di Copernicus, ma anche analisi a livello più locale come quelle MERIDA (Bonanno et al., 2019). Tra i primi lavori di analisi ricordiamo anche le mappe di temperatura realizzate per la Calabria da Federico (2011) in cui si mostra anche il confronto con le interpolazioni statistiche e la riduzione dell'errore che si ottiene dal processo di analisi.

La risoluzione spaziale delle analisi meteorologiche è un aspetto molto impor-

tante. In generale, i modelli meteorologici hanno varie sorgenti d'errore che possono determinare degli errori sistematici più o meno grandi a seconda dell'area considerata. Tuttavia, quando la risoluzione delle analisi è di qualche decina di chilometri, come nel caso delle analisi globali, si possono avere degli importanti errori di rappresentatività del dato. Per questa ragione le rianalisi vanno sempre verificate e calibrate (ad esempio, Steinkopf e Engelbrecht, 2022; Wu et al., 2022), o aumentate di risoluzione con *downscaling* dinamico (Raffa et al., 2021) per lo scopo e per l'area in cui sono utilizzate. Esistono vari metodi per ridurre l'errore sistematico delle analisi (ad esempio l'utilizzo del quantile mapping, la rimozione del Bias, la Model Output Statistics, etc.). Questi problemi sono notevolmente ridotti quando si usa la differenza tra i valori delle analisi poiché il bias del modello è rimosso dall'operazione di differenza. Un esempio di questo tipo di applicazione è mostrato nel focus di questo capitolo sulla crisi idrica nel bacino del fiume Po del 2022-2023.

Uno dei vantaggi offerti dalle analisi meteorologiche che utilizzano le uscite di modelli meteo come campo di background è che gli output riguardano tutti i campi di interesse per definire il bilancio idrico (temperatura, umidità relativa, vento, precipitazione, evapotraspirazione, evaporazione) e che si utilizza un interpolatore di natura fisica (il modello meteorologico). Il ruolo delle osservazioni per ottenere delle analisi meteorologiche affidabili è fondamentale, e il peso delle osservazioni è tanto maggiore quanto più sono i punti di misura che entrano nel processo assimilativo e che consentono di raffinare il processo dell'analisi meteorologica e di portarlo, eventualmente, alla scala locale.

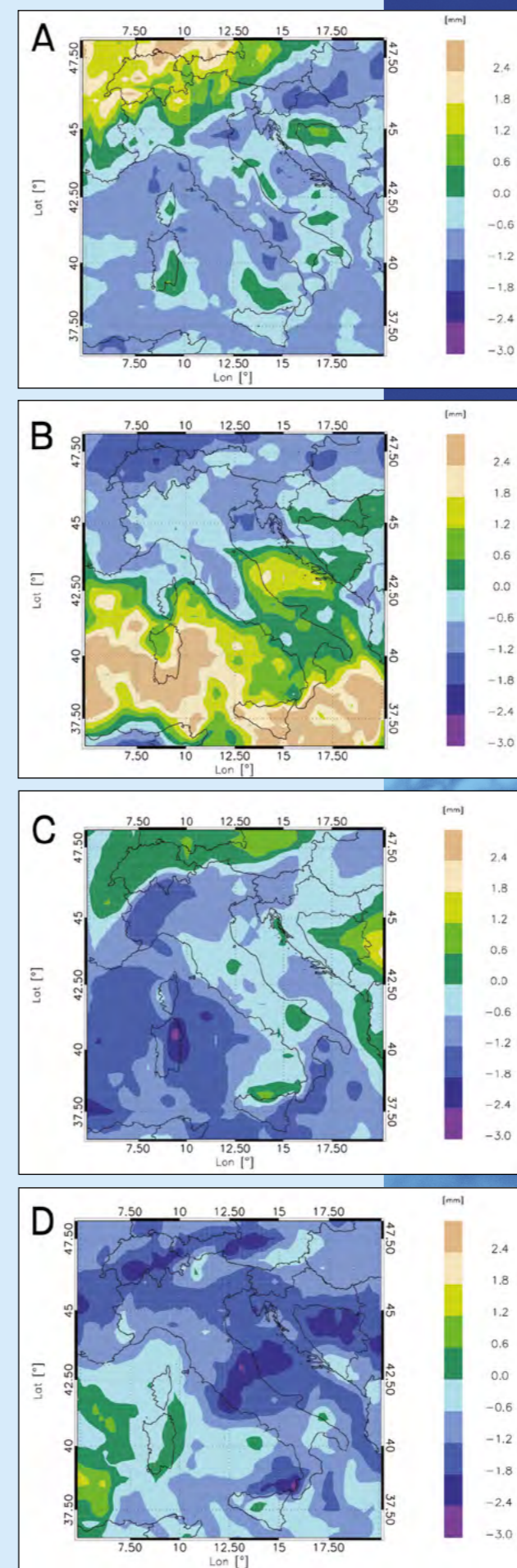
La siccità del 2022 nel bacino del fiume Po. Aspetti meteo-climatici

Nel presente approfondimento è analizzato, da un punto di vista climatico, l'evento siccitoso che ha interessato il bacino del Po e in generale tutto il Nord Italia, iniziato nell'anno 2021 e che si è protratto anche nei primi mesi del 2022. La crisi idrica che ne è scaturita è stata determinata in primo luogo dalla diminuzione significativa delle precipitazioni sull'Italia in genere e sul Nord Italia nello specifico. Per quantificare meglio questo evento viene presentata un'analisi delle precipitazioni delle rianalisi ERA5 per le tre stagioni antecedenti la primavera del 2022 e per la primavera 2022 stessa.

Sono state considerate le anomalie standardizzate riferite al trentennio 1991-2020, che esprimono la differenza di una variabile rispetto al suo valore medio su un periodo (1991-2020 in questo caso) divisa per la deviazione standard della variabile sullo stesso periodo. Le anomalie standardizzate per l'estate 2021, per l'autunno 2021, per l'inverno 2021-2022 e per la primavera 2022 sono riportate in Figura 4.4.

Nell'estate 2021 si nota una riduzione della precipitazione rispetto alla climatologia di riferimento per la maggior parte del territorio italiano, ad eccezione di Lombardia, Trentino e Veneto. Nella stagione successiva si nota una sostanziale decrescita della precipitazione su tutto il Nord Italia, mentre il regime pluviometrico è rimasto simile a quello climatologico o, in casi come la Sicilia e la Calabria, si sono avute delle precipitazioni superiori alla media. Nella stagione invernale 2021-2022 si nota, invece, una notevole decrescita delle precipitazioni su gran parte del territorio nazionale con qualche eccezione, come la Sicilia settentrionale. La diminuzione della precipitazione è evidente soprattutto nel Nord Italia, specialmente nel nord-ovest. La primavera 2022, infine, è stata particolarmente siccitosa su tutta Italia con rare eccezioni in Sicilia e Sardegna (panello in basso a destra). L'impatto sulla pianura Padana è evidente così come sul Centro Italia. Di conseguenza, la notevole siccità che è stata riscontrata sul bacino del Po nel 2022 è stata indotta da una riduzione notevole delle precipitazioni nelle stagioni precedenti la primavera 2022, in cui i problemi sono stati evidenti.

Figura 4.4
Anomalie standardizzate della precipitazione ERA5 per le stagioni estate 2021 (A), autunno 2021 (B), inverno 2021-2022 (C), primavera 2022 (D).



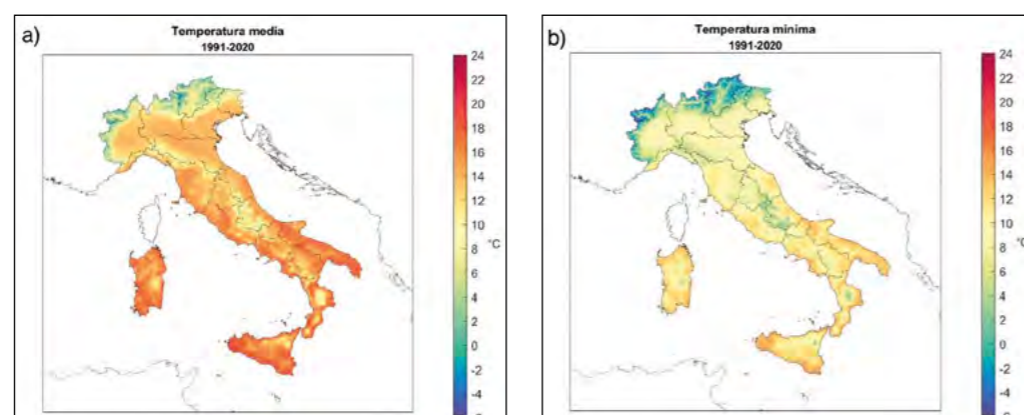
Regime pregresso e stato attuale

In questa sezione sono riportate alcune considerazioni sugli andamenti delle temperature e delle precipitazioni in Italia, quali principali parametri meteorologici per il bilancio idroclimatico. Esiste una vasta letteratura relativa alle analisi di temperatura e precipitazioni che differiscono a seconda delle aree considerate, del periodo e del numero di stazioni prese in esame. Alcuni di questi studi mostrano delle peculiarità climatiche di aree specifiche e sono svolti a maggiore risoluzione. Tuttavia, almeno per le temperature, preferiamo riportare i normali climatici elaborati da ISPRA (Fioravanti et al., 2022) in quanto i dati hanno una buona risoluzione spaziale e consentono di caratterizzare il clima d'Italia. I dati, inoltre, sono disponibili on-line e scaricabili (<https://valori-climatici-normali.isprambiente.it>), e si riferiscono a un periodo climatico ampio.

I normali climatici sono definiti come i valori medi di una variabile climatica su un periodo di riferimento di 30 anni (OMM) e rappresentano i valori rispetto ai quali confrontare le osservazioni e monitorare l'andamento del clima. In particolare, sono utilizzati per definire una base climatica standard con la quale si possono con-

frontare diverse regioni del mondo e con la quale possono essere svolte delle pianificazioni anche a lungo termine in base all'andamento delle variabili climatiche a scala locale. L'OMM ha definito i normali climatici nella prima metà del ventesimo secolo con l'obiettivo di consentire il confronto tra le osservazioni di tutto il mondo, assicurando la coerenza fra le informazioni dei diversi servizi meteorologici. Inoltre, ha fissato a 30 anni la durata del periodo di riferimento, da aggiornare ogni 10 anni. Nello specifico le mappe mostrate successivamente per la temperatura media sono state realizzate con 312 serie complete di stazioni termometriche (Fioravanti et al., 2022).

Per la precipitazione, invece, preferiamo riportare i risultati dello studio di Crespi et al. (2018), riferiti al periodo 1961-1990, che ha una risoluzione maggiore (6134 pluviometri) e consente di rappresentare meglio le caratteristiche locali del campo di precipitazione in Italia. Inoltre, per l'analisi del trend di precipitazione, si utilizzerà il lavoro Caporali et al. (2021) in cui si considerano i risultati derivanti da circa 60 studi condotti in Italia.



Andamento delle temperature

La Figura 4.5 (pannello a) mostra l'andamento dei normali climatici delle temperature medie, massime e minime per l'Italia nel trentennio di riferimento (1991-2020). I normali climatici sono stati calcolati a partire dai dati giornalieri, come media, somma o numero di giorni sopra o sotto una determinata soglia, in base all'indicatore considerato. Per ogni mese, il valore normale è il valore medio nel trentennio climatologico di riferimento, per le stazioni con almeno 24 anni validi. In base ai normali mensili vengono poi calcolati i normali stagionali e annuali.

I valori normali della temperatura media si distribuiscono tra il minimo di 2.4 °C registrato sul Monte Faloria (in provincia di Belluno a una quota di 2210 m s.l.m.) e il massimo di 19.5 °C riscontrato a Mazara del Vallo (in provincia di Trapani). La mappa mette in evidenza che i valori più bassi si registrano sull'arco alpino occidentale e centrale, mentre quelli più elevati (compresi tra 17.5 e 19 °C) si registrano soprattutto nella penisola salentina, in Sardegna e nella Sicilia meridionale. È anche evidente l'omogeneità della media climatica su tutta la Pianura Padana.

I normali annuali della temperatura minima (Figura 4.5, pannello b) sono compresi tra il minimo di -3.3 °C della Cima Careser (in provincia di Trento a una quota

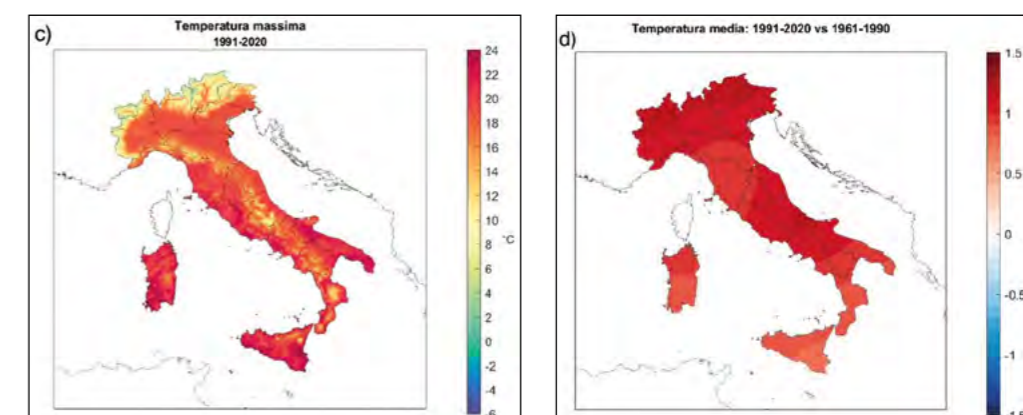
di 2600 m s.l.m.) e il massimo di 16.3 °C di Messina. I valori più bassi si riscontrano sull'intero arco alpino, con valori compresi fra -1.2 °C e 0 °C, mentre quelli più elevati si registrano principalmente in Puglia, Calabria, Sicilia e Sardegna con valori compresi fra 13 °C e 15 °C.

I normali annuali della temperatura massima (Figura 4.5, pannello c) sono compresi tra il valore minimo di 5.4 °C sul gruppo montuoso della Paganella, in provincia di Trento, e il massimo di 25.8 °C di Lentini, in provincia di Siracusa. I valori più bassi si registrano sull'arco alpino, mentre quelli più alti (superiori a 21 °C) si registrano principalmente su Puglia, Calabria, Sardegna e Sicilia. Nella Pianura Padana si osserva un'area piuttosto estesa con temperatura compresa fra 18 e 20 °C.

Nelle mappe di Figura 4.5, è evidente anche il gradiente di temperatura nord-sud che caratterizza la temperatura in Italia a causa della sua notevole estensione in latitudine. Inoltre, sono apparenti i segnali degli Appennini e, soprattutto, dell'arco Alpino. Come detto in precedenza, in Italia, a causa della notevole variazione in latitudine, della presenza del mare e della presenza di un'orografia complessa si determina tutta una varietà di microclimi locali che portano alla complessità dei segnali di temperatura di Figura 4.5.

Figura 4.5

Normali di temperatura medie del periodo 1991-2020:
a) temperatura media
b) temperatura minima
c) temperatura massima
d) differenza tra i valori normali di temperatura del trentennio 1991-2020 confrontato con i valori normali del trentennio 1961-1990. (Modificata da Fioravanti et al., 2022).



È anche interessante discutere brevemente l'andamento delle temperature nei vari mesi dell'anno. I normali di temperatura media più bassa si verificano, a seconda delle località, nei mesi di gennaio e di febbraio e sono compresi tra i -4 °C e -6 °C dell'arco Alpino e i 10 °C/13 °C delle zone costiere dell'Italia Meridionale e insulare. La Pianura Padana, che rappresenta un'area omogenea da un punto di vista climatico, ha valori di temperatura media che oscillano tra i 3 °C ed i 6 °C.

Le mappe dei normali di temperatura media più alti si verificano, a seconda delle località, nei mesi di luglio e agosto con valori che superano i 26 °C nell'Italia meridionale e lungo le coste, e nell'Italia insulare.

I normali di temperatura sono disponibili per i diversi periodi pregressi 1961-1990, 1971-2000 e 1981-2010 ed è interessante confrontare i normali del trentennio 1991-2020 con quelli dei trentenni precedenti. La Figura 4.5 (pannello d) mostra la differenza tra i normali climatici del periodo 1991-2020 e il periodo 1961-1990. Il confronto mostra inequivocabilmente il riscaldamento dell'Italia negli ultimi 30 anni rispetto al trentennio 1961-1990. Il riscaldamento è particolarmente evidente per

l'arco Alpino e per l'Appennino Centrale. Questi aspetti, ben predetti dalla teoria del cambiamento climatico, sono, tra gli altri, dovuti a meccanismi di feedback positivo che si innescano tra il riscaldamento superficiale e lo scioglimento delle nevi.

Il confronto dei normali di temperatura per il trentennio 1991-2020 con i trentenni 1971-2000 e 1981-2010 (non riportati) mostrano ancora che la temperatura media del trentennio 1991-2020 è stata più alta rispetto ai periodi precedenti, ma in misura minore rispetto al periodo 1981-2010. Questo risultato indica un progressivo riscaldamento dell'atmosfera nel corso degli ultimi decenni.

Vi sono altri studi sul clima italiano che sono concordi nell'osservare un aumento delle temperature nel clima recente (Brunetti et al., 2004; Bartolini et al., 2018; Todisco e Vergni, 2008). Questi studi stimano un aumento delle temperature medie di circa 1 °C tra il 1865 e il 2003. Questo valore va confrontato con la media globale di circa 0.74 ± 0.18 °C dal 1906 al 2005, a conferma del fatto che la temperatura del Mediterraneo sta aumentando più rapidamente rispetto alla media globale. Questi valori sono destinati a crescere nel clima futuro.

Andamento della precipitazione

La Figura 4.6 mostra l'andamento della precipitazione stagionale in Italia dal lavoro di Crespi et al. (2018) relativo al trentennio 1961-1990 e che si riferisce all'analisi di precipitazione a 30 secondi d'arco (1 km² circa). Dalla Figura 4.6 si può notare una notevole complessità di microclimi che variano in modo sostanziale con le stagioni dell'anno. Durante la stagione fredda si nota un gradiente di precipitazione nord-sud con precipitazioni che sono inferiori al nord e maggiori al sud. Questo gradiente si inverte con i mesi più caldi ed è anco-

ra più evidente. Nello specifico le regioni meridionali d'Italia, la Sardegna e la Sicilia mostrano precipitazioni generalmente inferiori a 100 mm per tutta la stagione estiva. Questi valori salgono a oltre 500 mm sull'arco alpino.

Soffermandosi sul Nord Italia è evidente il ruolo dell'orografia che, essendo una forzante per le precipitazioni, determina valori più alti di pioggia man mano che si sale in quota. Questo effetto è particolarmente evidente in primavera e autunno, in cui si passa da valori di 200-300 mm sulla

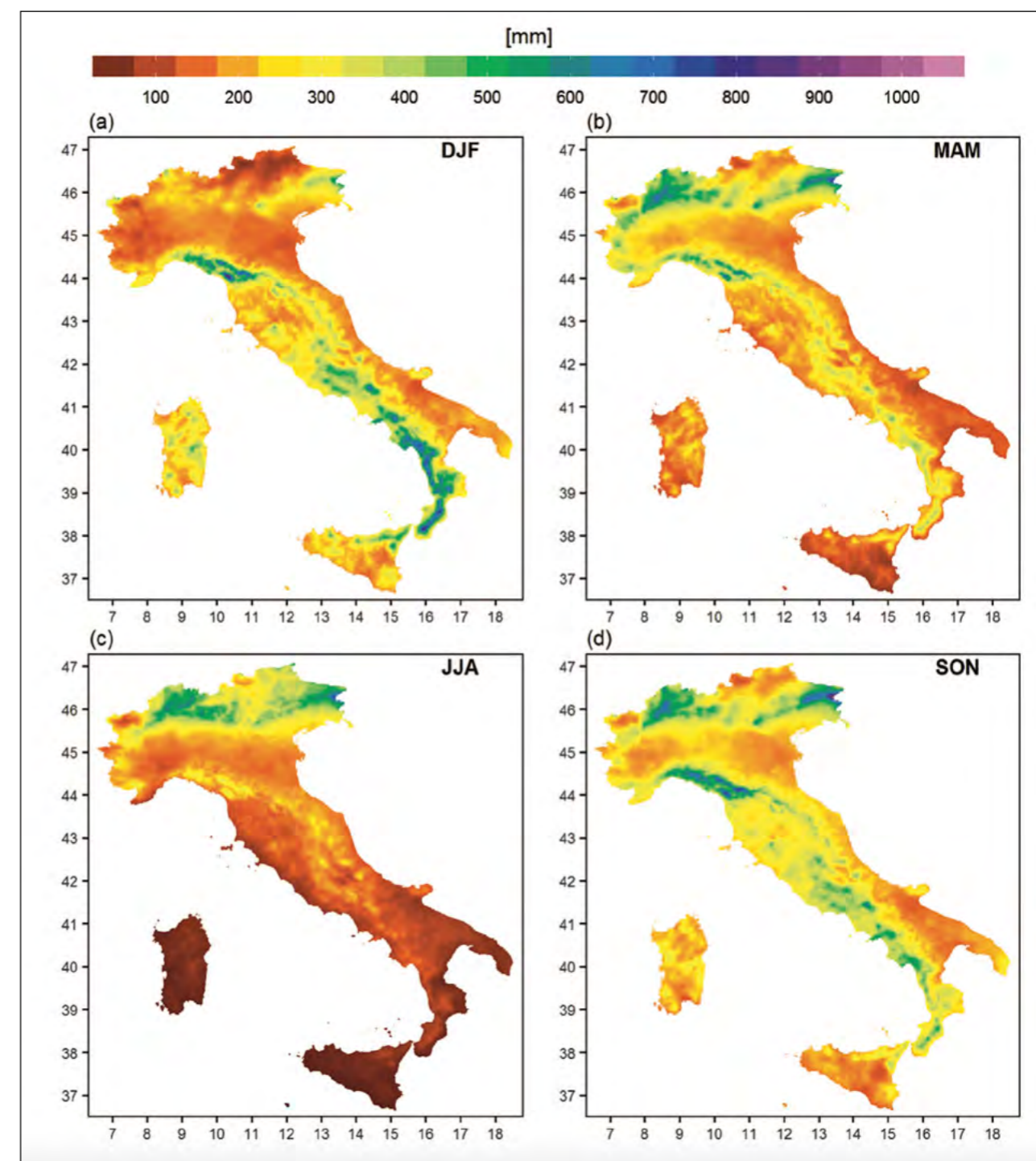


Figura 4.6

Distribuzione delle precipitazioni stagionali in Italia (da Crespi et al., 2018). DJF si riferisce all'inverno a) dicembre-gennaio-febbraio; MAM indica la primavera b) marzo-aprile-maggio; JJA indica l'estate c) giugno-luglio-agosto; SON indica l'autunno d) settembre-ottobre-novembre.

pianura Padana a valori di oltre 500-700 mm sull'arco alpino.

Per quanto riguarda l'Italia centrale e quella meridionale, il gradiente di precipitazione è in direzione ovest-est con valori più alti sul versante occidentale della penisola a causa della maggiore esposizione alle perturbazioni che viaggiano, generalmente, da ovest verso est. Questo gradiente è evidente in tutte le stagioni anche se tende a diminuire in estate.

Oltre al ruolo fondamentale dell'orografia, la precipitazione in Italia cambia a seconda dell'esposizione dei versanti. Nella Figura 4.7, che rappresenta la mappa annuale delle precipitazioni in Italia, si possono osservare le zone particolarmente esposte: la Liguria e la Toscana, il nord-est d'Italia e le Alpi Orobie. In queste aree la precipitazione supera abbondantemente i 2000 mm all'anno. Anche la mappa annuale di pioggia evidenzia la notevole varietà di microclimi esistenti in Italia. Si passa da valori di 2500 mm/anno per le aree più esposte alla precipitazione a valori inferiori a 700 mm/anno in alcune zone della Puglia, della Sicilia e della Sardegna.

Per quanto riguarda l'andamento delle precipitazioni va detto che è più difficile identificare, a differenza delle temperature, un trend uniforme su tutta Italia a causa della variabilità intrinseca della precipitazione (il rapporto segnale rumore è più basso rispetto alla temperatura). Altri problemi nell'analisi dei trend di precipitazione possono derivare dalla disomogeneità delle reti osservative, che possono essere pensate per scopi specifici, come descritto nel paragrafo 4.2. Vi è poi la variabilità climatica naturale che può mascherare l'andamento della precipitazione su un'area anche quando il trend di pioggia può essere sostanziale.

Dopo questa doverosa premessa, riportiamo i risultati di uno studio recente di Caporali et al. (2021) sull'andamento delle precipitazioni e del numero di giorni piovosi in Italia. Come detto in precedenza,

in questo studio si considerano i risultati di circa 60 studi precedentemente svolti sull'andamento delle precipitazioni e del numero di giorni piovosi. Questi studi sono stati pesati in modo opportuno per tener conto del numero di stazioni considerate e dell'area analizzata. Le serie disponibili sono state divise in tre gruppi: quelle corte (fino a 65 anni di dati), quelle lunghe (da 65 a 100 anni) e quelle secolari (oltre 100 anni), queste ultime costituite da pochi osservatori in Italia.

Anche se vi sono delle differenze tra i vari studi, il numero dei giorni piovosi mostra una chiara decrescita sia nel periodo più breve, ovvero per il primo gruppo, che nel periodo oltre 100 anni (terzo gruppo). Questo andamento è causato principalmente dalla decrescita osservata nella stagione invernale, mentre per le altre stagioni si ha un andamento meno chiaro. Tale andamento è osservato anche per le precipitazioni totali su tutto il territorio nazionale, ad eccezione del Nord Italia.

Questi risultati sono anche consistenti con l'analisi dell'indice SPI (Standardized Precipitation Index, si veda sul calcolo e l'utilizzo di indicatori anche il paragrafo 11.5), che rappresenta un indice per quantificare condizioni di siccità (o anche di umidità) confrontando la precipitazione accumulata su un periodo (ad esempio un mese) con le precipitazioni accumulate su quello stesso periodo per un periodo di riferimento lungo. Alcuni studi che mostrano un aumento della siccità per alcune aree d'Italia e del bacino del Mediterraneo sono: Bonaccorso et al. (2003); Bordi and Sutura, (2001); Di Lena et al. (2014).

Il fatto che la decrescita della precipitazione sia evidente per il periodo più breve e per il periodo oltre 100 anni è una manifestazione della variabilità climatica naturale, che non va confusa con aumenti o decrescite assolute del parametro. Esplorando i segnali fino a 65 anni e oltre i 100 anni è evidente la decrescita delle precipitazioni, mentre considerando l'analisi da

65 fino a 100 anni il segnale di decrescita non è più evidente.

Nel caso della regione Euroasiatica e del Mediterraneo, la North Atlantic Oscillation (NAO) è particolarmente importante. Questa si manifesta come un dipolo di alta e bassa pressione superficiale tra la regione delle medie latitudini (regione di alta pressione) e la regione polare (regione di bassa pressione) visibile soprattutto in inverno. Questo dipolo cambia nel corso degli anni con una propria variabilità naturale e ciclica, e può passare da fasi positive (in questo caso la bassa pressione si ritira verso il polo, l'Europa ha delle precipitazioni al di sopra della media, mentre il Mediterraneo e l'Italia sperimentano un periodo di siccità) a fasi negative (in questo caso la bassa pressione si espande verso le medie latitudini, l'Europa ha un numero maggiore di intrusioni di aria polare e un inverno più freddo, mentre il Mediterraneo e l'Italia sperimentano un periodo di precipitazione al di sopra della media). Esistono anche altri grandi pattern di pressione e circolazione a scala globale che possono influenzare, anche se in modo minore rispetto alla NAO, le precipitazioni d'Europa e d'Italia (ad esempio El Niño-Southern Oscillation-ENSO) e cambiamenti di questi

pattern di pressione cambiano in modo ciclico e naturale le precipitazioni e le temperature in Italia. La valutazione di trend di questi parametri deve sempre tener conto di questa variabilità naturale che potrebbe aumentare o confondere eventuali tendenze nei parametri atmosferici.

Per quanto riguarda l'occorrenza di eventi di pioggia estremi, nell'area Mediterranea esiste una sostanziale disomogeneità dell'identificazione dei trend (Costa e Soares, 2009; Gallego et al., 2006; Kostopoulou e Jones, 2005; López-Moreno et al., 2010; Norrant e Douguédroit, 2006). Tuttavia, per quanto riguarda l'area italiana, sembra ci sia una convergenza verso la rilevazione di trend in aumento degli eventi estremi (Alpert et al., 2002; Di Lena et al., 2014; Piccarreta et al., 2013). Nello specifico, si osserva una tendenza all'incremento del numero di eventi di nubifragio (Brunetti et al., 2001; Brunetti et al., 2002; Brunetti et al., 2004; Peñarrocha et al., 2002; Toreti et al., 2010), a fronte di un aumento della frequenza, durata ed intensità degli episodi siccitosi negli ultimi 20 anni (Romano et al., 2022), anche se con differenze stagionali e intensità diverse nelle varie regioni italiane (Baronetti et al., 2024).

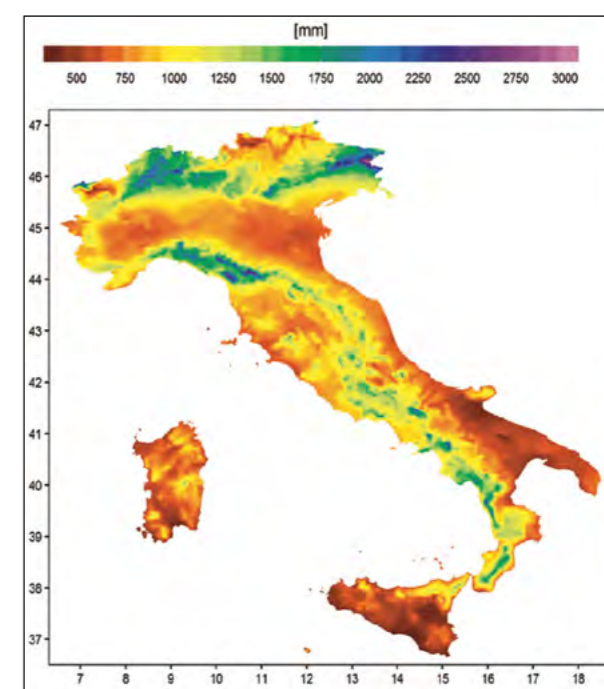


Figura 4.7
Distribuzione della precipitazione annuale in Italia
(da Crespi et al., 2018).

In questo paragrafo si introducono i temi generali del rapporto Climate Change 2022 del WG2 – Impatti, adattamento e vulnerabilità e si riportano i risultati di alcuni studi sulla siccità nel Mediterraneo e in Italia. Il rapporto è quello dell'edizione 2022 (IPCC, 2023). Rispetto alle precedenti edizioni del rapporto, l'IPCC presenta oggi un maggiore sforzo di integrazione tra le scienze naturali, sociali ed economiche, evidenzia il ruolo della giustizia sociale, delle conoscenze possedute da popolazioni indigene e comunità locali, e offre una riflessione sul fatto che, per affrontare con successo i rischi posti dall'aumento della temperatura media del pianeta, sia importante un'azione immediata e urgente. Quattro sono i tipi di rischio che si prospettano e che stiamo già vivendo per l'Europa, inclusa la sua parte meridionale e il bacino del Mediterraneo: a) rischi derivanti dalle ondate di calore; b) rischi per la produzione agricola; c) rischi di scarsità della risorsa idrica; d) rischi derivanti da una maggiore frequenza delle inondazioni (Ciampittiello et al., 2023).

Per i fenomeni connessi al regime termico, abbiamo già visto come i normali climatici indichino in modo inequivocabile l'aumento della temperatura dell'aria.

Per quanto riguarda il rischio delle ondate di calore, è atteso un aumento del loro numero e della loro intensità e lo stress da calore raddoppierà o triplicherà per un innalzamento della temperatura media del pianeta di 3 °C. La produzione agricola (rischio b) si ridurrà nel XXI secolo a causa della combinazione tra incremento delle temperature e siccità. La carenza di risorsa idrica è già oggi uno dei maggiori problemi nell'area del Mediterraneo a

causa dello squilibrio tra la domanda e la disponibilità della risorsa. Nel caso di un innalzamento ulteriore della temperatura media dell'atmosfera del pianeta (3 °C) il problema sarà ancor più drammatico nel Mediterraneo. Infatti, la regione Mediterranea si è riscaldata e continuerà a riscaldarsi ad un ritmo maggiore rispetto alla media delle regioni del globo. Questo sia per quanto riguarda la temperatura dell'atmosfera che quella del mare.

In molte regioni la capacità di adattamento è già notevolmente limitata. Se l'aumento della temperatura rispetto ai valori dell'epoca preindustriale supererà 1.5 °C, questa capacità di adattamento risulterà ancora più limitata e avrà un'efficacia ancora più ridotta. Di conseguenza, adattamento e riduzione dei rischi sono strettamente collegati alla mitigazione del cambiamento climatico in atto.

Tra i rischi collegati al cambiamento climatico in ambiente Mediterraneo c'è quello della scarsità idrica. Questo rischio è già presente per un riscaldamento di 1.5 °C della temperatura dell'aria rispetto alle condizioni del periodo pre-industriale (1850-1900) nell'Europa meridionale dove il numero di giorni con insufficienti risorse idriche, ovvero in cui la disponibilità è inferiore alla richiesta, è già del 18%. In uno scenario di riscaldamento globale di 2 °C, questi giorni passerebbero al 54%.

Uno studio recente sulla siccità nel Mediterraneo e sulla sua variazione nel clima futuro (Essa et al., 2023) ha considerato tre diversi tipi di siccità: quella meteorologica (tempi scala di 1 mese), quella agricola (tempi scala di 6 mesi) e quella idrologica (tempi scala di 1 anno). Sono state considerate le uscite dei modelli climatici

facenti parte del Coupled Model Inter-comparison Project—Phase 6 per quattro diversi scenari di sviluppo socio-economico (SSP1–2.6, SSP2–4.5, SSP3–7.0, e SSP5–8.5, paragrafo 4.5.2) per il periodo 2021-2060, utilizzando le rianalisi del periodo 1980-2014 per stimare la siccità nel clima attuale. Il confronto tra il clima futuro e quello attuale mostra un chiaro aumento della siccità che può variare da una crescita del 12% fino al 25% a seconda della regione del Bacino del Mediterraneo considerata. I risultati mostrano come i fenomeni siccitosi saranno più intensi nel sud del Mediterraneo e che la severità di questi eventi sarà particolarmente intensa per le scale temporali più lunghe (siccità agricola e siccità idrologica), ponendo dei problemi sociali per l'approvvigionamento di cibo e acqua. Le ragioni per l'aumento dei fenomeni siccitosi sono diverse da zona a zona e dipendono dal clima locale. Nel nord del Mediterraneo la siccità è causata principalmente dalla riduzione di precipitazione, mentre nel sud del Mediterraneo è causata più dall'aumento della temperatura.

Focalizzandosi sull'Italia, Baronetti et al. (2022) hanno considerato la variazione delle siccità nel Nord Italia tra il clima attuale (1971-2000), il clima del prossimo futuro (2021-2050) e il clima futuro (2071-2100). A tale scopo hanno considerato le uscite di vari modelli climatici regionali di EURO-CORDEX e MED-CORDEX per gli scenari Representative Concentration Pathways (RCP) 4.5 e 8.5. Sono state considerate sia le variazioni della siccità indotte dall'aumento dell'evapotraspirazione che quelle dovute alla riduzione della precipitazione. È stato trovato un aumento dei fenomeni siccitosi in entrambi gli scenari climatici ed in misura maggiore per lo scenario 8.5. L'aumento della temperatura è la principale causa dell'aumento della siccità nel Nord Italia per il clima del prossimo futuro e l'analisi conferma come la regione alpina sia la più sensibile d'Italia al cam-

biamento climatico. I fenomeni siccitosi, inoltre, tendono ad aumentare andando dalla pianura verso la montagna.

In uno lavoro più orientato verso l'agricoltura, Straffellini e Tarolli (2023) hanno studiato possibili condizioni di aridità nel nord-est Italia confrontando la situazione attuale (1980-2016) con quella del clima futuro (2071-2100) per lo scenario RCP 8.5. In questo caso è stato utilizzato l'indice di aridità FAO-United Nations Environment Programme per quantificare la variazione dell'aridità nell'area oltre a considerazioni sullo stato della vegetazione tramite l'indice Vegetation Health Index. I risultati mostrano come il nord-est dell'Italia stia evolvendo verso un regime di aridità e che il 76% delle risaie sarà a rischio nel clima futuro.

Guo e Montanari (2023) hanno focalizzato l'analisi della siccità nell'area attorno a Bologna, grazie alla possibilità di utilizzare una serie storica di dati di oltre 200 anni per la verifica delle prestazioni dei modelli di clima per l'area. Dopo aver applicato una correzione del bias, gli autori hanno mostrato come i modelli climatici del CMIP6 riproducessero la frequenza della siccità con buona affidabilità per il clima passato e presente. Allo stesso modo hanno notato come l'intensità e la durata dei periodi siccitosi fossero sottostimati dai modelli, mostrando l'importanza di una verifica rigorosa degli strumenti modellistici.

È importante sottolineare, infine, come in tutti gli studi precedenti sia stata posta particolare attenzione alla validazione delle uscite dei modelli climatici per la scala locale di applicazione, per accertarsi che i modelli fossero in grado di rappresentare le caratteristiche climatiche dell'area. Questa verifica, eventualmente a valle di processi di *downscaling* e correzione del bias, è un passo necessario prima di poter utilizzare le uscite dei modelli climatici per studi di previsione della siccità e scarsità idrica o per i calcoli di bilancio idrico nel clima futuro.

4.5

Strumenti modellistici di analisi e previsionali

4.5.1

Il quadro generale

Un altro strumento molto importante per lo studio e la previsione degli eventi di siccità e scarsità idrica è la modellistica numerica dell'atmosfera. Il contributo che i modelli numerici possono fornire dipende dall'orizzonte temporale che coprono. Due sono le categorie utili allo scopo: i modelli climatici e i modelli che fanno previsioni a scala cosiddetta substagionale (*subseasonal*). I primi tengono conto delle molte interazioni del sistema terra-atmosfera (atmosfera, idrosfera, biosfera, criosfera, litosfera) e sono gli strumenti fondamentali per la simulazione della variabilità del clima e delle proiezioni degli scenari climatici futuri. Questi modelli sono in grado di simulare l'evoluzione del clima attuale da un punto statistico, anche se non prevedono il tempo meteorologico giorno per giorno. Ad esempio, sono in grado di simulare l'evoluzione della temperatura superficiale dell'aria a livello globale, o dei continenti, o anche di aree sub-continentali come quella del Mediterraneo. Questi modelli possono essere utilizzati per prevedere futuri scenari climatici per diversi sviluppi sociali a loro volta connessi a differenti scenari di emissione di gas clima-alteranti. I rischi del cambiamento climatico nel Mediterraneo, discussi nel paragrafo precedente, sono derivati sulla base degli output di questi modelli.

Le previsioni che coprono l'orizzonte temporale superiore alle due settimane e inferiore ai due mesi vengono dette *subseasonal to seasonal* (S2S). Anche i modelli utilizzati per questo tipo di previsione, a causa della lunghezza temporale della simulazione, devono tener conto delle interazioni tra le diverse componenti del sistema Terra. Tuttavia, su questo orizzonte temporale, anche lo stato atmosferico nel momento dell'inizializzazione della previsione gioca un ruolo importante, in modo parzialmente simile a quanto avviene nelle previsioni meteorologiche a breve (48-72 h) e medio termine (fino a circa due settimane di previsione). Lo scopo di queste simulazioni numeriche è, quindi, quello di riprodurre la componente a grande scala della dinamica atmosferica per le settimane successive a partire dalle condizioni iniziali. Tuttavia, spingendosi oltre i limiti della predicibilità deterministica a scala sinottica, anche questa previsione è finalizzata a descrivere le anomalie rispetto a un clima di riferimento e una distribuzione probabilistica dello stato futuro dell'atmosfera e delle sue variabili. Coprendo un orizzonte previsionale di settimane, le simulazioni S2S, assieme alle osservazioni della Terra, hanno un ruolo fondamentale per definire e prevedere il rischio di siccità e mitigare gli effetti della scarsità idrica. Mentre le osservazioni della Terra con-

sentono di quantificare lo stato attuale del fenomeno, le previsioni S2S consentono di prevedere, ad esempio, le distribuzioni probabilistiche di precipitazioni e le temperature delle settimane successive, consentendo di individuare periodi critici con qualche anticipo e consentire l'implementazione di misure di mitigazione. I modelli utilizzati per questo tipo di previsioni devono essere in grado di utilizzare le fonti di predicibilità atmosferica che favoriscono i fenomeni di interesse, replicando le interazioni che possono regolare la dinamica atmosferica anche da remoto, come per esempio le interazioni tra aree tropicali e medie latitudini (ad esempio ENSO) o tra stratosfera e troposfera, per la quale si stanno esplorando nuove possibilità di predicibilità.

È infine importante sottolineare come le risoluzioni spaziali di questi modelli riescano a tenere conto solo parzialmente delle condizioni che si possono avere localmente, così come succede per le rianalisi meteorologiche globali. Per questa ragione le uscite dei modelli devono essere calibrate per applicazioni alla scala locale tramite varie tecniche che utilizzano dati raccolti alla scala locale (ad esempio tecniche di eliminazione del bias, Model Output Statistics, analisi dei quantili). Queste tecniche sono sempre necessarie quando si studiano le piene pluviali o i bilanci idrici a scala di bacino, in cui gli errori del modello e soprattutto la loro rappresentazione della scala locale può portare ad errori significativi.

4.5.2

I modelli climatici

Le proiezioni climatiche si basano sul presupposto che le condizioni climatiche future dipendano dall'evoluzione in atmosfera delle concentrazioni di gas climalteranti che, a loro volta, dipendono dall'attuazione o meno di politiche di mitigazione, ossia di riduzione delle emissioni di tali gas. Vengono, quindi, proposti vari scenari di sviluppo socio-economico che comportano diversi scenari di concentrazione dei gas serra, aerosol e gas chimicamente attivi (Moss et al., 2008). Questi diversi scenari sono chiamati percorsi rappresentativi di concentrazione (RCP) o, più recentemente, grazie alla maggiore integrazione degli scenari climatici proposti dall'IPCC con le scienze sociali ed economiche, Shared Socioeconomic Pathways (SSP).

Le proiezioni climatiche sono ottenute attraverso l'utilizzo di modelli climatici. Questi sono degli strumenti di simulazio-

ne molto complessi che rappresentano le diverse componenti del sistema climatico terrestre e le loro interazioni. I modelli climatici si sono evoluti a partire dall'inizio degli anni '70 del secolo scorso; all'inizio sono state elaborate le diverse componenti del sistema climatico terrestre che sono state, successivamente, accoppiate e sempre più raffinate. Al contempo, è aumentata la risoluzione spaziale dei modelli climatici passando dai circa 500 km dell'inizio degli anni '90 alle attuali risoluzioni di meno di 100 km. Questo ha consentito di descrivere con maggiore dettaglio fisico le interazioni tra le diverse componenti del sistema climatico terrestre consentendo di comprendere meglio i meccanismi del clima e l'impatto del cambiamento climatico sul ciclo idrologico. Non va dimenticato, inoltre, che l'evoluzione dei modelli climatici, così come degli altri modelli utilizzati per lo studio dell'atmosfera, di-

pende anche dallo sviluppo tecnologico. Nello specifico l'avvento dei sistemi di calcolo High Performance Computing, all'inizio degli anni 2000, con centinaia di migliaia di core di calcolo, ha consentito un'accelerazione significativa nello studio del cambiamento climatico e nella quantificazione del suo impatto. Negli ultimi anni si stanno affermando sistemi di calcolo ibrido CPU/GPU (Central Processing Unit/Graphics Processing Unit) con i quali si possono utilizzare anche tecniche di intelligenza artificiale assieme ai modelli climatici. Questa rivoluzione, che è appena iniziata, avrà uno spazio sempre maggiore nei modelli del futuro consentendo vantaggi non solo computazionali ma, nel caso dei modelli climatici in particolare, di poter simulare fenomeni sempre più complessi, non risolvibili con le tecniche tradizionali, e di utilizzare al meglio le osservazioni della Terra.

Gli scenari proposti per lo studio del cambiamento climatico sono quattro (IPCC, 2023; Lee et al., 2021).

Tra questi i due più comunemente usati ad alta risoluzione sono due:

RCP8.5

(comunemente associato all'espressione "Business-as-usual", o "Nessuna mitigazione") crescita delle emissioni ai ritmi attuali.

Tale scenario assume, entro il 2100, concentrazioni atmosferiche di CO₂ triplicate o quadruplicate (840-1120 ppm) rispetto ai livelli preindustriali (280 ppm).

RCP2.6

In questo scenario si suppone una mitigazione aggressiva del cambiamento climatico con emissioni dimezzate entro il 2050. In questo scenario si suppone che l'emissione dei gas serra sia azzerata in 60 anni. In queste condizioni è improbabile che si superino i 2 °C di aumento della temperatura media globale rispetto ai livelli preindustriali.

I modelli climatici possono essere eseguiti sia sulla scala globale che a scala regionale. Oltre a quantificare il cambiamento climatico a scala planetaria, i modelli climatici globali possono fornire le condizioni iniziali e al contorno ai modelli a scala regionale, che consentono di svolgere uno zoom fisico su opportune aree per studiare in maggiore dettaglio il cambiamento climatico. In generale, le proiezioni climatiche possono essere ricondotte a un'area specifica in due modi diversi: il *downscaling* dinamico e quello statistico. Il *downscaling* dinamico consiste nell'utilizzo di un modello climatico a scala regionale che, innestandosi in un modello climatico globale da cui vengono acquisite le condizioni iniziali e al contorno, produce le proiezioni climatiche su un'area limitata. Ciò garantisce una rappresentazione più dettagliata delle caratteristiche geografiche e dei processi fisici che influenzano il clima nel dominio di interesse. A tal proposito è importante sottolineare come la comunità scientifica stia iniziando a considerare in modo sempre più rilevante i cambiamenti del clima indotti dalle attività antropiche alla scala locale. Detto in altri termini, occorre considerare, in questo tipo di proiezioni, anche le alterazioni climatiche che sono prodotte dalle pratiche antropiche in quella specifica area.

Nel *downscaling* statistico si individua, per il presente e il passato, robuste relazioni empirico-statistiche fra le variabili a larga scala (*predictor*) simulate da un modello globale e le variabili osservate a scala locale (*predictand*) oggetto di interesse e successivamente si applicano tali relazioni alle simulazioni future. Il vantaggio del *downscaling* statistico rispetto a quello dinamico sta nella possibilità di ottenere e utilizzare proiezioni climatiche su un singolo punto stazione e di non essere dispendioso in termini di calcolo. Il limite maggiore consiste invece nell'assumere l'ipotesi, tutt'altro che scontata, che le re-

lazioni empirico-statistiche individuate siano valide anche per il clima futuro. Infine, il *downscaling* di tipo statistico può essere applicato anche alle uscite dei modelli a scala regionale per rendere ancora più specifiche le uscite del modello climatico per l'area di interesse.

Il cambiamento climatico viene quantificato tramite la differenza delle variabili meteorologiche (temperatura, pioggia, vento, radiazione etc.) tra l'andamento simulato per il periodo futuro di interesse, valutato sulla base di proiezioni climatiche, e l'andamento simulato su un periodo di riferimento, ovvero su un periodo attuale o del recente passato. Infine, il cambiamento climatico è valutato sia in termini di valori medi (prendendo in considerazione le medie delle stagioni o di interi anni), sia in termini di valori estremi (piogge intense giornaliere, giorni consecutivi senza pioggia, numero di giorni consecutivi con temperatura oltre una certa soglia etc.), quei valori cioè che rappresentano eventi straordinari rispetto alle medie di periodi più o meno lunghi.

Un'importante esperienza che va citata nell'ambito della modellistica climatica è quella del CMIP (Coupled Model Intercomparison Project) che è un contesto sperimentale standard in cui si studiano le simulazioni dei modelli climatici accoppiati e che consente di valutare i punti di forza e di debolezza dei modelli accoppiati al fine di migliorarne le prestazioni. Alle attività del CMIP, ora giunto alla sesta fase (Eyring et al., 2016), partecipano molti modelli sviluppati da varie strutture internazionali. Il confronto statistico tra le varie simulazioni modellistiche consente anche di avere una stima delle incertezze associate alle ricostruzioni climatiche nelle diverse aree del globo.

Ad oggi le risoluzioni spaziali orizzontali dei modelli a scala climatica sono

dell'ordine di 50-100 km, mentre le risoluzioni spaziali dei modelli a scala regionale sono dell'ordine di 15 km. Come detto in precedenza, i modelli climatici, così come quelli meteorologici, hanno una serie di errori che riguardano sia le parametrizzazioni numeriche che le parametrizzazioni fisiche. A questo si aggiunge il fatto che i modelli hanno una risoluzione spaziale finita che può causare errori di rappresentatività notevoli quando si applicano le loro uscite ad aree specifiche. L'analisi meteorologica (paragrafo 4.2.5) tende a ridurre questi problemi forzando le uscite del modello ad avvicinarsi alle osservazioni, cosa che non può essere svolta per le proiezioni climatiche poiché non sono note le osservazioni future. Questo comporta che le uscite dei modelli climatici siano analizzate con cura per le zone in cui le si vuole applicare, soprattutto se queste zone hanno delle dimensioni relativamente piccole (dell'ordine delle centinaia di chilometri quadrati). Occorre sempre valutare se il modello è in grado di rappresentare le caratteristiche climatiche dell'area per il clima attuale o passato, eventualmente dopo l'applicazione di tecniche statistiche che consentano di riportare le uscite del modello climatico all'area specifica, in modo da accertarsi che le principali caratteristiche fisiche del clima locale siano ben rappresentate nel modello e nelle sue proiezioni. Va anche sottolineato come i parametri atmosferici abbiano una diversa predicibilità e questo può determinare che una proiezione climatica che funziona bene per un parametro possa non andare bene per un altro. Per questa ragione i modelli climatici sono molto più in accordo sulle proiezioni di temperatura di quanto lo siano per la precipitazione. Quest'ultima, infatti, è il risultato di tutta una serie di processi che avvengono in natura, e questo la rende intrinsecamente più imprevedibile rispetto ad altri parametri atmosferici.

Oltre alle simulazioni climatiche che hanno orizzonti temporali molto lunghi (decenni), vi sono strumenti modellistici che consentono di avere delle previsioni a lungo termine (oltre un mese) e che possono risultare estremamente utili nell'implementazione di sistemi di *early-warning* e dunque nella gestione anticipata delle crisi da deficit idrico. Tra queste esperienze, quella relativa alla previsione sub-seasonal to seasonal (S2S) è la più recente nello scenario modellistico internazionale e ha coinvolto molti enti internazionali in un progetto patrocinato dal WCRP (World Climate Research Programme) e dal programma WWRP (World Weather Research Program) del OMM (<http://www.s2sprediction.net>) conclusosi a fine 2023. All'interno del progetto è stato sviluppato un database (<https://apps.ecmwf.int/datasets/data/s2s/>) al quale vengono tuttora conferite anche le simulazioni effettuate dal CNR-ISAC col modello GLOBO.

Gli obiettivi delle previsioni S2S sono i seguenti:

- migliorare la previsione su scala sub-stagionale con particolare attenzione agli eventi estremi;
- promuovere lo sviluppo di tematiche di ricerca che possano essere utilizzate per scopi applicativi;
- capitalizzare le esperienze dei vari centri di ricerca nella previsione globale per rispondere alle domande di importanza per i servizi climatici.

È utile descrivere le principali caratteristiche di uno dei sistemi previsionali dell'iniziativa S2S, quello del CNR-ISAC basato sul modello globale GLOBO (Malguzzi et al., 2011). GLOBO è un modello a circolazione generale idrostatico a punti di griglia sulla sfera. Esso deriva dal modello idrostatico regionale BOLAM (Davolio et al., 2020) e ne condivide le equazioni che ne descrivono la dinamica e le parametrizzazioni dei processi fisici. A differenza del BOLAM, il GLOBO contempla anche processi esterni all'atmosfera, come quelli di oceano e criosfera, poiché, a causa del lungo tempo di previsione, possono contribuire alla predicibilità atmosferica su scala substagionale. Nello specifico, le anomalie di temperatura superficiale del mare del giorno di inizializzazione sono parzialmente rilassate verso il valore climatologico ogni cinque giorni di simulazione. Il valore iniziale di copertura del ghiaccio è invece tenuto costante se maggiore (minore) della climatologia in autunno-inverno (estate-primavera), altrimenti viene rilassato verso il valore climatologico. La climatologia della temperatura superficiale del mare della copertura di ghiaccio e la loro tendenza sono calcolati dalla rianalisi climatologica sul periodo di 30 anni (1981-2010) e sono calcolate come medie su 5 giorni. Il GLOBO è implementato alla risoluzione di circa 0.7×0.5 gradi latitudine-longitudine e viene utilizzato per produrre, a cadenza settimanale, previsioni mensili probabilistiche (Figura 4.8, Mastrangelo e Malguzzi, 2019).

L'ensemble è costituito da 41 membri che sono inizializzati alle 00, 06, 12, 18 del mercoledì (10 membri per ogni tempo) e 00 UTC del giovedì (un membro) a

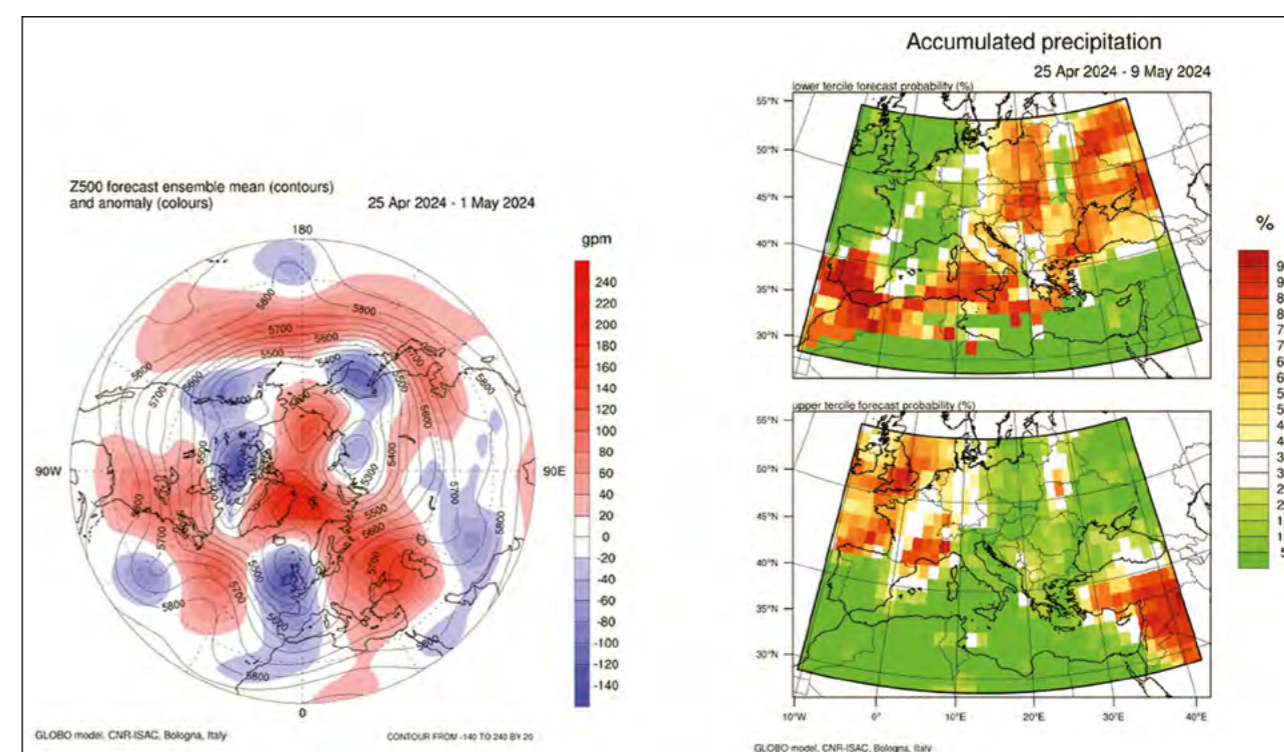
partire dalle simulazioni del modello GEFS (Global Ensemble Forecast System) del NCEP (National Centers for Environmental Prediction). Inoltre, un sistema previsionale S2S necessita della creazione di simulazioni in modalità previsionale ma per un periodo del passato (*reforecast*). Tali simulazioni costituiscono infatti la climatologia di riferimento del modello e vengono utilizzate per il calcolo e la calibrazione delle anomalie e delle probabilità previste. Nel caso del modello GLOBO, un recente dataset di *reforecast*, costituito da un ensemble di 8 membri le cui condizioni iniziali sono ottenute dalle rianalisi ERA5, copre il periodo 2001-2020. I membri dell'ensemble sono inizializzati ogni 5 giorni (73 inizializzazioni all'anno).

Dal punto di vista predittivo, la scala *subseasonal* è intrinsecamente più difficile di altre a causa della variabilità delle sorgenti di predicibilità e per la difficoltà nel simularne i meccanismi e le interazioni (ad esempio quelle tra zona tropicale e medie latitudini). Tuttavia, nonostante le difficoltà nell'ottenere previsioni utili anche sulla terza settimana di previsione, vi

sono periodi durante i quali la predicibilità è alta (*windows of opportunity*) e anche fenomeni estremi possono essere previsti con 3 o 4 settimane d'anticipo (Domeisen et al., 2022). Anche per questo motivo, le previsioni S2S sono in rapida espansione, con una crescente domanda di applicazioni previsionali da parte degli utenti. Per esempio, in Italia, la previsione S2S del CNR-ISAC trova applicazione nell'ambito di alcune operazioni che vengono coordinate a livello nazionale dal Dipartimento della protezione civile (Mastrangelo et al., 2021). Il contributo previsionale a tali attività muove anche nella direzione della gestione della siccità su varie scale e quindi della gestione della risorsa idrica. La gestione della risorsa idrica dipende da vari fattori e dal punto di vista modellistico è auspicabile la sinergia tra strumenti modellistici di tipo meteo-climatico e idrologico. Tuttavia, realtà più avanzate da questo punto di vista mostrano che l'utilizzo della previsione S2S nel settore della gestione ed emergenza idrica è una strada che, sebbene necessiti ulteriori sviluppi, risulta già attuabile e auspicabile (Sengupta et al., 2022).

Figura 4.8

Anomalia di altezza di geopotenziale prevista dal modello GLOBO per la settimana 25 aprile-1 maggio 2024 (a sinistra), probabilità della cumulata prevista nel terzile inferiore e superiore mediata sul periodo 25 aprile-9 maggio 2024 (a destra).



Scendendo di orizzonte temporale, vi sono poi le previsioni deterministiche e probabilistiche su intervalli temporali di qualche giorno (fino ad una settimana). Queste simulazioni hanno una risoluzione spaziale maggiore di quelle S2S (dell'ordine di 3-10 km a seconda dei casi) e possono essere utilizzate per definire meglio l'intensità e la portata degli eventi meteorologici sulle diverse aree di interesse. Questo tipo di previsioni, inoltre, consentono di avere una maggiore precisione spaziale di dove si andranno a localizzare le precipitazioni. In questa classe rientrano i modelli meteorologici che svolgono le previsioni meteorologiche per i giorni successivi. L'approccio di questi modelli alla previsione può essere sia di tipo deterministico che probabilistico e, a oggi, hanno raggiunto un consolidato livello di affidabilità, rendendoli adatti per molte applicazioni a valle della previsione numerica. Questi modelli sono, generalmente, ad area limitata, ovvero consentono di poter svolgere delle previsioni numeriche su una particolare area della terra utilizzando le condizioni iniziali e al con-

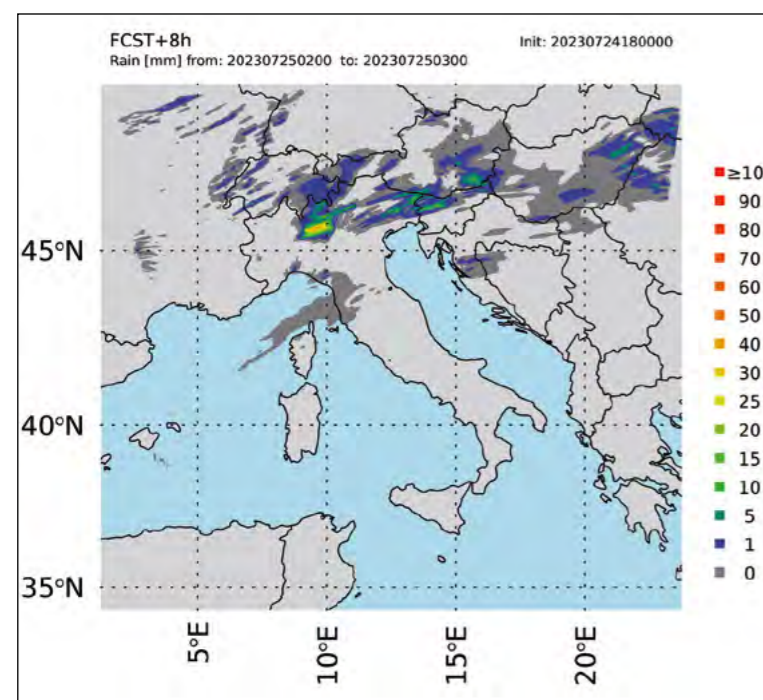
torno dinamiche fornite dai modelli a scala globale e svolgono uno zoom fisico su una specifica area del globo.

Le condizioni iniziali dei modelli ad area limitata possono essere ulteriormente raffinate alla scala locale con il processo di assimilazione dati. In questo metodo si utilizzano le osservazioni, anche a scala locale, e una uscita del modello numerico per determinare in modo ottimale lo stato iniziale dell'atmosfera. Quest'ultimo viene utilizzato per far ripartire il modello numerico con una conoscenza più accurata delle condizioni iniziali e, generalmente, si ha un miglioramento delle prestazioni del modello soprattutto nelle prime ore di previsione (Figura 4.9).

I modelli ad area limitata possono essere eseguiti sia in configurazione deterministica che probabilistica. L'approccio probabilistico ha alcuni vantaggi: a) la media di ensemble ha delle prestazioni migliori, in media, rispetto ai singoli membri dell'ensemble poiché l'operatore di media consente di filtrare le componenti più imprevedibili dell'atmosfera; b) consente di avere una quantificazione dell'affidabilità della previsione meteorologica tramite la quantificazione dello spread delle corse dei membri dell'ensemble; c) fornisce una probabilità di previsione degli eventi grazie alla conoscenza, seppur parziale, della funzione di densità di probabilità di accadimento di un certo evento.

L'approccio deterministico, d'altro canto, usa risoluzioni spaziali maggiori, consentendo di risolvere fenomeni a scala locale in maggior dettaglio e richiede minori risorse di calcolo. Va anche ricordato che vari modelli deterministici possono essere combinati in una sola uscita con un approccio di *multi-model ensemble* (Torcasio et al., 2016).

Figura 4.9
Esempio di previsione della pioggia ad 1h per l'evento notevole di Milano della notte del 25 luglio 2023. È evidente la profonda cella convettiva prevista sulla città.



Prima di concludere questa sezione relativa alla modellistica di previsione e di studio del cambiamento climatico (modelli fisicamente basati), accenniamo ai modi in cui l'intelligenza artificiale (AI) può aiutare lo studio del cambiamento climatico.

L'intelligenza artificiale è un processo informatico attraverso il quale una macchina viene istruita a compiere ragionamenti complessi, tipici del cervello umano. In generale, le tecniche AI si stanno rivelando molto efficaci nel risolvere le problematiche legate all'atmosfera. In ambito operativo, ad esempio, il GraphCast di Google sta mostrando come l'intelligenza artificiale sia in grado di simulare bene l'evoluzione di alcuni campi atmosferici (vento, temperatura, umidità, pressione) con grande affidabilità, avendo prestazioni simili, o addirittura migliori, dei corrispondenti modelli a circolazione generale, da cui hanno "imparato" (Lam et al., 2023).

Uno dei vantaggi della AI è la velocità con cui si possono simulare i processi complessi. I modelli globali per lo studio del clima e per le previsioni a scala S2S sono molto complessi e richiedono delle notevoli capacità di calcolo. Parte della simulazione di questi processi potrebbe essere affidata ad algoritmi di intelligenza artificiale per velocizzare le simulazioni e per richiedere minori capacità di calcolo rispetto ai modelli fisicamente basati. C'è però qualcosa in più: a volte i processi da simulare sono molto complessi e non si riesce a formularli adeguatamente nei modelli fisicamente basati. In questo caso, le tecniche di AI possono essere utilizzate per "simulare" questi processi e tener-

ne conto all'interno dei modelli fisicamente basati. Nello specifico, il Machine Learning (ML), è l'algoritmo utilizzato dall'intelligenza artificiale per fornire dei risultati predittivi. Questi algoritmi sono fondati su principi statistici e consentono ai sistemi di apprendere e migliorare in modo autonomo. Fondamentalmente, il ML abilita le macchine a estrarre informazioni utili da dati complessi, apprendendo modelli e pattern difficilmente individuabili attraverso approcci di programmazione tradizionali. Ad esempio, con il ML si possono attribuire a un certo contenuto di acqua e di idrometeore presente nei corpi nuvolosi una certa radiazione osservata da un satellite e utilizzare questa corrispondenza per fare una previsione di quella che sarà la radiazione osservata in corrispondenza di una nuova distribuzione delle idrometeore e dei corpi nuvolosi. Questo tipo di simulazione richiede molto tempo di calcolo con i metodi tradizionali e il ML sta offrendo un nuovo approccio alla loro soluzione.

Infine, le tecniche di AI possono essere molto valide nel rimuovere eventuali errori sistematici dei modelli fisicamente-basati. In questo caso, l'intelligenza artificiale contribuisce a chiarire meglio l'entità del fenomeno e il suo ruolo nell'ambito del sistema climatico. Vi sono alcune difficoltà tecniche di natura oggettiva che si stanno man mano superando (i linguaggi di programmazione e le architetture di calcolo dei modelli fisicamente basati e delle tecniche AI sono diversi), ma le tecniche di AI saranno sempre più importanti nella modellistica climatica e nello studio delle problematiche del cambiamento climatico.

Le tematiche di ricerca per la stima del bilancio idrico in atmosfera, soprattutto in connessione al cambiamento climatico, si sviluppano attorno al miglioramento delle previsioni a lungo termine (da 1 settimana fino ad 2-3 mesi) e al miglioramento delle prestazioni dei modelli climatici, soprattutto alla scala regionale e locale. Queste tematiche contengono sia deficit di tipo conoscitivo che di tipo informativo.

Una delle tematiche di interesse comune ai modelli climatici e ai modelli S2S è la riduzione degli errori. Questa problematica rientra, più in generale, nello sviluppo dei modelli atmosferici. Si tratta di individuare gli errori sistematici del modello dovuti alle parametrizzazioni fisiche e numeriche e di apportare correzioni che consentano il miglioramento delle prestazioni.

Per i modelli climatici è importante migliorare ed estendere la rappresentazione delle interazioni tra le varie componenti del sistema climatico terrestre. Questo, unito all'uso di modelli climatici a una maggiore risoluzione spaziale, consentirà di avere proiezioni climatiche sempre più affidabili alla scala locale. Inoltre, occorre sempre più tenere conto dei contributi che le attività antropiche locali possono avere sul clima locale, migliorando la descrizione dell'uso del suolo nei modelli climatici. Va poi ridotta l'incertezza nella definizione degli scenari di sviluppo socio-economici così come vanno migliorate ed estese le osservazioni della Terra per poter migliorare la descrizione delle interazioni tra le diverse componenti che costituiscono il sistema climatico terrestre.

Nel caso dei modelli S2S occorre trovare nuovi spunti di predicibilità a medio e lungo termine soprattutto nelle interazioni

a distanza tra gli eventi atmosferici e i centri di pressione a scala planetaria (NAO, ENSO), nonché alle interazioni tra la stratosfera e la troposfera. Inoltre, le condizioni iniziali del modello sono ancora importanti per la previsione S2S ed è necessario fare ricerca sulle tecniche di assimilazione dati per il miglioramento della conoscenza delle condizioni iniziali utilizzate in questi modelli, soprattutto per parametri come l'umidità del suolo, lo stato della vegetazione e lo stato del mare che hanno un ruolo chiave nel miglioramento della previsione e della stima del bilancio idrico su tempi scala maggiori delle due settimane.

Ci sono poi delle tematiche di ricerca importanti anche a valle delle uscite delle proiezioni climatiche o delle previsioni S2S. Ad esempio occorre comporre in modo ottimale, per una certa regione, le uscite di diversi modelli globali utilizzando tecniche di multi-model ensemble per migliorare la previsione. Occorre anche migliorare le tecniche di correzione a-posteriori delle uscite modellistiche con metodi statistici e con tecniche di intelligenza artificiale. Occorre infine sviluppare e applicare tecniche di *downscaling* delle previsioni su scala subseasonal e climatica per l'accoppiamento con modelli idrologici a scala di bacino. La previsione di deflusso così ottenibile può essere finalizzata alla gestione delle risorse idriche, oltre che per la difesa contro gli eventi calamitosi.

Rispondere in maniera completa ed efficace a queste, seppur incomplete, domande di ricerca consentirà di migliorare non solo la stima del bilancio idrico in atmosfera ma anche di prevedere e gestire meglio le problematiche legate alla siccità e scarsità idrica.

Allen R.G., P.L.S., R.D., S.M., 1998. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage. Rome. ISBN 92-5-104219-5.

Alpert, P., Ben-Gai, T., Baharad, A., Benjamini, Y., Yekutieli, D., Colacino, M., Diodato, L., Ramis, C., Homar, V., Romero, R., Michaelides, S., Manes, A., 2002. The paradoxical increase of Mediterranean extreme daily rainfall in spite of decrease in total values. *Geophys. Res. Lett.* 29. <https://doi.org/10.1029/2001GL013554>

Avolio, E., Federico, S., 2018. WRF simulations for a heavy rainfall event in southern Italy: Verification and sensitivity tests. *Atmos Res* 209. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.03.009>

Baronetti, A., Dubreuil, V., Provenzale, A., Fratianni, S., 2022. Future droughts in northern Italy: high-resolution projections using EURO-CORDEX and MED-CORDEX ensembles. *Clim. Change* 172, 22. <https://doi.org/10.1007/s10584-022-03370-7>

Baronetti, A., Menichini, M., Provenzale, A., 2024. Vegetation response to droughts: The case of northern Italy. *Int J Climatol.* 44, 501–520. <https://doi.org/10.1002/joc.8340>

Bartolini, G., Grifoni, D., Magno, R., Torrigiani, T., Gozzini, B., 2018. Changes in temporal distribution of precipitation in a Mediterranean area (Tuscany, Italy) 1955–2013. 38, 1366–1374. <https://doi.org/10.1002/joc.5251>

Blakeslee, R.J., Lang, T.J., Koshak, W.J., Buechler, D., Gatlin, P., Mach, D.M., Stano, G.T., Virts, K.S., Walker, T.D., Cecil, D.J., Ellett, W., Goodman, S.J., Harrison, S., Hawkins, D.L., Heumesser, M., Lin, H., Maskey, M., Schultz, C.J., Stewart, M., Bateman, M., Chanrion, O., Christian, H., 2020. Three Years of the Lightning Imaging Sensor Onboard the International Space Station: Expanded Global Coverage and Enhanced Applications. *J. Geophys. Res. Atmos.* 125. <https://doi.org/10.1029/2020JD032918>

Bonaccorso, B., Bordi, I., Cancelliere, A., Rossi, G., Sutera, A., 2003. Spatial variability of drought: an analysis of the SPI in Sicily. *Water Resour. Manag.* 17, 273–296. <https://doi.org/10.1023/A:1024716530289>

Bonanno, R., Lacavalla, M., Sperati, S., 2019. A new high-resolution Meteorological Reanalysis Italian Dataset: MERIDA. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 145, 1756–1779. <https://doi.org/10.1002/qj.3530>

Bordi, I., Sutera, A., 2001. Fifty years of precipitation: some spatially remote teleconnections. *Water Resour Manag* 15, 247–280. <https://doi.org/10.1023/A:1013353822381>

Brunetti, M., Buffoni, L., Mangianti, F., Maugeri, M., Nanni, T., 2004. Temperature, precipitation and extreme events during the last century in Italy. *Glob. Planet. Change* 40, 141–149. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00104-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00104-8)

Brunetti M., Colacino, M., Maugeri, M., Nanni, T., 2001. Trends in the daily intensity of precipitation in Italy from 1951 to 1996. *Int J Climatol* 21, 299–316. <https://doi.org/10.1002/joc.613>

Brunetti, M., Maugeri, M., Monti, F., Nanni, T., 2004. Changes in daily precipitation frequency and distribution in Italy over the last 120 years. *J. Geophys. Res. Atmos.* 109. <https://doi.org/10.1029/2003JD004296>

Brunetti, M., Maugeri, M., Nanni, T., Navarra, A., 2002. Droughts and extreme events in regional daily Italian precipitation series. *Int J Climatol* 22, 543–558. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00104-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00104-8)

Caporali, E., Lompi, M., Pacetti, T., Chiarlo, V., Fatichi, S., 2021. A review of studies on observed precipitation trends in Italy. *Int J Climatol* 41. <https://doi.org/10.1002/joc.6741>

- Ciampittiello, M., Saidi, H., Kamburska, L., Zaupa, S., Boggero, A., 2023. Temporal evolution of lake level fluctuations under flood conditions and impacts on the littoral ecosystems. *J Limnol.* 81. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2022.2141>
- Costa, A.C., Soares, A., 2009. Trends in extreme precipitation indices derived from a daily rainfall database for the South of Portugal. *Int J Climatol.* 29, 1956–1975. <https://doi.org/10.1002/joc.1834>
- Crespi, A., Brunetti, M., Lentini, G., Maugeri, M., 2018. 1961–1990 high-resolution monthly precipitation climatologies for Italy. *Int J Climatol.* 38, 878–895. <https://doi.org/10.1002/joc.5217>
- Davolio, S., Malguzzi, P., Drofa, O., Mastrangelo, D., Buzzi, A., 2020. The Piedmont flood of November 1994: a testbed of forecasting capabilities of the CNR-ISAC meteorological model suite. *Bull. Atmos. Sci. Technol.* 1, 263–282. <https://doi.org/10.1007/s42865-020-00015-4>
- Di Lena, B., Vergni, L., Antenucci, F., Todisco, F., Mannocchi, F., 2014. Analysis of drought in the region of Abruzzo (Central Italy) by the Standardized Precipitation Index. *Theor Appl Climatol.* 115, 41–52. <https://doi.org/10.1007/s00704-013-0876-2>
- Domeisen, D.I. V., White, C.J., Afargan-Gerstman, H., Muñoz, Á.G., Janiga, M.A., Vitart, F., Wulff, C.O., Antoine, S., Ardilouze, C., Batté, L., Bloomfield, H.C., Brayshaw, D.J., Camargo, S.J., Charlton-Pérez, A., Collins, D., Cowan, T., del Mar Chaves, M., Ferranti, L., Gómez, R., González, P.L.M., González Romero, C., Infanti, J.M., Karozis, S., Kim, H., Kolstad, E.W., LaJoie, E., Lledó, L., Magnusson, L., Malguzzi, P., Manrique-Suñén, A., Mastrangelo, D., Materia, S., Medina, H., Palma, L., Pineda, L.E., Sftsos, A., Son, S.-W., Soret, A., Strazzo, S., Tian, D., 2022. Advances in the Subseasonal Prediction of Extreme Events: Relevant Case Studies across the Globe. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 103, E1473–E1501. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-20-02211>
- Essa, Y.H., Hirschi, M., Thiery, W., El-Kenawy, A.M., Yang, C., 2023. Drought characteristics in Mediterranean under future climate change. *NPJ Clim Atmos Sci* 6, 133. <https://doi.org/10.1038/s41612-023-00458-4>
- Eyring, V., Bony, S., Meehl, G.A., Senior, C.A., Stevens, B., Stouffer, R.J., Taylor, K.E., 2016. Overview of the Coupled Model Inter-comparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geosci Model Dev* 9, 1937–1958. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-1937-2016>
- Federico, S., 2011. Verification of surface minimum, mean, and maximum temperature forecasts in Calabria for summer 2008. *Nat Hazards Earth Syst Sci* 11, 487–500. <https://doi.org/10.5194/nhess-11-487-2011>
- Federico, S., Avolio, E., Bellecci, C., Lavagnini, A., Colacino, M., Walko, R.L., 2008. Numerical analysis of an intense rainstorm occurred in southern Italy. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 8. <https://doi.org/10.5194/nhess-8-19-2008>
- Fioravanti, G., Frascchetti, P., Lena, F., Perconti, W., Piervitali, E., 2022. I normali climatici 1991-2020 di temperatura e precipitazione in Italia. ISPRA, Stato dell'Ambiente 99/2022, ISBN 978-88-448-1120-4.
- Follansbee, W. A., Oliver, V. J., 1975. A Comparison of Infrared Imagery and Video Pictures in the Estimation of Daily Rainfall from Satellite Data. Washington, DC.
- Gallego, M.C., García, J.A., Vaquero, J.M., Mateos, V.L., 2006. Changes in frequency and intensity of daily precipitation over the Iberian Peninsula. *J. Geophys. Res. Atmos.* 111. <https://doi.org/10.1029/2006JD007280>
- Giorgi, F., 2006. Climate change hotspots. *Geophys. Res. Lett.* 33. <https://doi.org/10.1029/2006GL025734>
- Guo, R., Montanari, A., 2023. Historical rainfall data in northern Italy predict larger meteorological drought hazard than climate projections. *Hydrol. Earth. Syst. Sci.* 27, 2847–2863. <https://doi.org/10.5194/hess-27-2847-2023>
- Hargreaves G.H., Samani, Z. A., 1982. Estimating potential evapotranspiration. *J. Irrig. Drain. Div.* 108, 225–230
- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J., Peubey, C., Radu, R., Schepers, D., Simmons, A., Soci, C., Abdalla, S., Abellan, X., Balsamo, G., Bechtold, P., Biavati, G., Bidlot, J., Bonavita, M., De Chiara, G., Dahlgren, P., Dee, D., Diamantakis, M., Dragani, R., Flemming, J., Forbes, R., Fuentes, M., Geer, A., Haimberger, L., Healy, S., Hogan, R.J., Hólm, E., Janisková, M., Keeley, S., Laloyaux, P., Lopez, P., Lupu, C., Radnoti, G., de Rosnay, P., Rozum, I., Vamborg, F., Villaume, S., Thépaut, J., 2020. The ERA5 global reanalysis. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 146, 1999–2049. <https://doi.org/10.1002/qj.3803>
- Iguchi, T., Kozu, T., Meneghini, R., Awaka, J., Okamoto, K., 2000. Rain-Profiling Algorithm for the TRMM Precipitation Radar. *J. Appl. Meteorol.* 39, 2038–2052. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2001\)040<2038:R-PAFTT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2001)040<2038:R-PAFTT>2.0.CO;2)
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023. *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Kidwell, K. B., et al., 2014. NOAA KLM USER'S GUIDE with NOAA-N, N Prime, and MetOp SUPPLEMENTS.
- Klaes, K.D., Cohen, M., Buhler, Y., Schlüssel, P., Munro, R., Luntama, J. P., von Engel, A., Clérigh, E.Ó., Bonekamp, H., Ackermann, J., Schmetz, J., 2007. An Introduction to the EUMETSAT Polar system. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 88, 1085–1096. <https://doi.org/10.1175/BAMS-88-7-1085>
- Koppen, W., 1936. Das geographische System der Klimate. *Handbuch der Klimatologie* 1.
- Kostopoulou, E., Jones, P.D., 2005. Assessment of climate extremes in the Eastern Mediterranean. *Meteorol. Atmos. Phys.* 89, 69–85. <https://doi.org/10.1007/s00703-005-0122-2>
- Kummerow, C., Barnes, W., Kozu, T., Shiue, J., Simpson, J., 1998. The Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) Sensor Package. *J. Atmos. Ocean. Technol.* 15, 809–817. [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(1998\)015<0809:T-TRMMT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(1998)015<0809:T-TRMMT>2.0.CO;2)
- Kunkee, D.B., Poe, G.A., Boucher, D.J., Swadley, S.D., Hong, Y., Wessel, J.E., Uliana, E.A., 2008. Design and Evaluation of the First Special Sensor Microwave Imager/Sounder. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 46, 863–883. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2008.917980>
- Lam, R., Sanchez-Gonzalez, A., Willson, , Wirnsberger, P., Fortunato, M., Alet, F., Ravuri, S., Ewalds, T., Eaton-Rosen, Z., Hu, W., Merose, A., Hoyer, S., Holland, G., Vinyals, O., Stott, J., Pritzel, A., Mohamed, S., Battaglia, P., 2023. Learning skillful medium-range global weather forecasting. *Science* (1979) 382. <https://doi.org/10.1126/science.adi2336>
- Lee, J.-Y., J. Marotzke, G. Bala, L. Cao, S. Corti, J.P. Dunne, F. Engelbrecht, E. Fischer, J.C. Fyfe, C. Jones, A. Maycock, J. Mutemi, O. Ndiaye, S. Panickal, and T. Zhou, 2021: Future Global Climate: Scenario-Based Projections and Near-Term Information. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 553-672, <http://doi.org/10.1017/9781009157896.006>
- López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Angulo-Martínez, M., Beguería, S., Kenawy, A., 2010. Trends in daily precipitation on the northeastern Iberian Peninsula, 1955–2006. *Int. J. Climatol.* 30, 1026–1041. <https://doi.org/10.1002/joc.1945>
- Malguzzi, P., Buzzi, A., Drofa, O., 2011. The Meteorological Global Model GLOBO at the ISAC-CNR of Italy Assessment of 1.5 Yr of Experimental Use for Medium-Range Weather Forecasts. *Weather Forecast* 26, 1045–1055. <https://doi.org/10.1175/WAF-D-11-00027.1>
- Mastrangelo, D., Delli Passeri, L., Campione, E., Malguzzi, P., 2021. The contribution of S2S forecasts to the activities of the Italian Civil Protection Department. *S2S Newsletter* 17.
- Mastrangelo, D., Malguzzi, P., 2019. Verification of Two Years of CNR-ISAC Subseasonal Forecasts. *Weather Forecast* 34, 331–344. <https://doi.org/10.1175/WAF-D-18-0091.1>
- Moss, R., Babiker, M., Brinkman, S., Calvo, E., Carter, T., Edmonds, J., Elgizouli, I., Emori, S., Erda, L., Hibbard, K., Jones, R., Kainuma, M., Kelleher, J., Lamarque, J. F., Manning, M., Matthews, B., Meehl, J., Meyer, L., Mitchell, J., Nakicenovic, N., O'Neill, B., Pichs, R., Riahi, K., Rose, S., Runci, P., Stouffer, R., van Vuuren, D., Weyant, J., Wilbanks, T., van Ypersele, J. P., Zurek, M., 2008. *Towards New Scenarios for Analysis of Emissions, Climate Change, Impacts, and Response Strategies*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, 132 pp.

- Narrant, C., Douguédroit, A., 2006. Monthly and daily precipitation trends in the Mediterranean (1950–2000). *Theor. Appl. Climatol.* 83, 89–106. <https://doi.org/10.1007/s00704-005-0163-y>
- Peñarrocha, D., Estrela, M.J., Millán, M., 2002. Classification of daily rainfall patterns in a Mediterranean area with extreme intensity levels: the Valencia region. *Int. J. Climatol.* 22, 677–695. <https://doi.org/10.1002/joc.747>
- Piccarreta, M., Pasini, A., Capolongo, D., Lazzari, M., 2013. Changes in daily precipitation extremes in the Mediterranean from 1951 to 2010: the Basilicata region, southern Italy. *Int. J. Climatol.* 33, 3229–3248. <https://doi.org/10.1002/joc.3670>
- Raffa, M., Reder, A., Marras, G.F., Mancini, M., Scipione, G., Santini, M., Mercogliano, P., 2021. VHR-REA_IT Dataset: Very High Resolution Dynamical Downscaling of ERA5 Reanalysis over Italy by COSMO-CLM. *Data (Basel)* 6, 88. <https://doi.org/10.3390/data6080088>
- Romano, E., Petrangeli, A.B., Salerno, F., Guyennon, N., 2022. Do recent meteorological drought events in central Italy result from long-term trend or increasing variability? *Int. J. Climatol.* 42, 4111–4128. <https://doi.org/10.1002/joc.7487>
- Sengupta, A., Singh, B., DeFlorio, M.J., Raymond, C., Robertson, A.W., Zeng, X., Waliser, D.E., Jones, J., 2022. Advances in Sub-seasonal to Seasonal Prediction Relevant to Water Management in the Western United States. *Bull. Am. Meteor. Soc.* 103, E2168–E2175. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-22-0146.1>
- Shedekar, V.S., Brown, L.C., Heckel, M., King, K.W., Fausey, N.R., Harmel, R.D., 2009. Measurement Errors in Tipping Bucket Rain Gauges under Different Rainfall Intensities and their implication to Hydrologic Models, in: 2009 Reno, Nevada, June 21 - June 24, 2009. American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph, MI. <https://doi.org/10.13031/2013.27308>
- Skofronick-Jackson, G., Petersen, W.A., Berg, W., Kidd, C., Stocker, E.F., Kirschbaum, D.B., Kakar, R., Braun, S.A., Huffman, G.J., Iguchi, T., Kirstetter, P.E., Kummerow, C., Meneghini, R., Oki, R., Olson, W.S., Takayabu, Y.N., Furukawa, K., Wilheit, T., 2017. The Global Precipitation Measurement (GPM) Mission for Science and Society. *Bull. Am. Meteor. Soc.* 98, 1679–1695. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-15-00306.1>
- Steinkopf, J., Engelbrecht, F., 2022. Verification of ERA5 and ERA-Interim precipitation over Africa at intra-annual and interannual timescales. *Atmos. Res.* 280, 106427. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106427>
- Straffelini, E., Tarolli, P., 2023. Climate change-induced aridity is affecting agriculture in Northeast Italy. *Agric. Syst.* 208, 103647. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103647>
- Todisco, F., Vergni, L., 2008. Climatic change in Central Italy and their potential effects on corn water consumption. *Agric. For. Meteorol.* 148, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.08.014>
- Torcasio, R.C., Federico, S., Calidonna, C.R., Avolio, E., Drofa, O., Landi, T.C., Malguzzi, P., Buzzi, A., Bonasoni, P., 2016. Three-model ensemble wind prediction in southern Italy. *Ann. Geophys.* 34, 347–356. <https://doi.org/10.5194/angeo-34-347-2016>
- Toreti, A., Xoplaki, E., Maraun, D., Kuglitsch, F.G., Wanner, H., Luterbacher, J., 2010. Characterisation of extreme winter precipitation in Mediterranean coastal sites and associated anomalous atmospheric circulation patterns. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 10, 1037–1050. <https://doi.org/10.5194/nhess-10-1037-2010>
- Vinayak, S. S., Brown, L. C., Heckel, M., King, K. W., Fausey, N. R., Harmel, R. D., 2009. Measurement Errors in Tipping Bucket Rain Gauges under Different Rainfall Intensities and their implication to Hydrologic Models, in: 2009 Reno, Nevada, June 21 - June 24, 2009. American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph, MI. <https://doi.org/10.13031/2013.27308>
- Wei, L., Jiang, S., Ren, L., Zhang, L., Wang, M., Duan, Z., 2020. Preliminary Utility of the Retrospective IMERG Precipitation Product for Large-Scale Drought Monitoring over Mainland China. *Remote Sens. (Basel)* 12, 2993. <https://doi.org/10.3390/rs12182993>
- Weinman, J.A., Guetter, P.J., 1977. Determination of Rainfall Distributions from Microwave Radiation Measured by the Nimbus 6 ESMR. *J Appl Meteor* 16, 437–442. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1977\)016<0437:-DORDFM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1977)016<0437:-DORDFM>2.0.CO;2)
- Wilheit, T.T., Chang, A.T.C., V. Rao, M.S., Rodgers, E.B., Theon, J.S., 1977. A Satellite Technique for Quantitatively Mapping Rainfall Rates over the Oceans. *J. Appl. Meteor.* 16, 551–560. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1977\)016<0551:ASTF-QM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1977)016<0551:ASTF-QM>2.0.CO;2)
- World Meteorological Organization (WMO), 2023. Guide to Climatological Practices. WMO, Geneva.
- Wu, G., Qin, S., Mao, Y., Ma, Z., Shi, C., 2022. Validation of Precipitation Events in ERA5 to Gauge Observations during Warm Seasons over Eastern China. *J. Hydrometeorol.* 23, 807–822. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-21-0195.1>

How to cite

Federico, S., Coscarelli, R., Mastrangelo D., Panegrossi, G., Piervitali, E., Torcasio, R.C., Vulpiani, G. 2024. "Il regime meteo-climatico", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghesi (a cura di), Habitat signa 1, 103-143. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/04>



Keywords

seasonal snow
glacier
permafrost
snow water equivalent
peak water

Parole-chiave

neve stagionale
ghiacciai
permafrost
equivalente in acqua della neve
peak water

Curatore

Fabrizio de Blasi
CNR - Istituto di scienze polari

Con contributi di

Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile
Chiara Richiardi

Agenzia regionale per la prevenzione e protezione ambientale del Veneto
Mauro Valt

CNR - Istituto sull'Inquinamento Atmosferico
Maria Adamo
Roberto Salzano

CNR - Istituto di ricerca per la protezione idrogeologica
Marta Chiarle
Danilo Godone
Guido Nigrelli
Marco Piantini

CNR - Istituto di ricerca sulle acque
Nicolas Guyennon

CNR - Istituto di scienze dell'atmosfera e del clima
Roberta Paranunzio
Silvia Terzago

CNR - Istituto di scienze polari
Franco Salerno

Università di Torino - Dipartimento di scienze agrarie, forestali e alimentari
Nicola Colombo

Università Ca' Foscari di Venezia - Dipartimento di scienze ambientali, informatica e statistica
Rachele Lodi

La criosfera

5.1 Introduzione	147
5.1.1 Neve stagionale	148
5.1.2 Ghiacciai	148
5.1.3 Permafrost	149
5.2 Monitoraggio	151
5.2.1 Neve stagionale	151
5.2.2 Ghiacciai	157
5.2.3 Permafrost	162
5.3 Regime pregresso e stato attuale	166
5.3.1 Neve stagionale	166
5.3.2 Ghiacciai	168
5.3.3 Permafrost	171
5.4 Impatti del cambiamento climatico sulla criosfera	174
5.4.1 Neve stagionale	174
5.4.2 Ghiacciai	174
5.4.3 Permafrost	176
5.5 Strumenti modellistici di analisi e previsionali	178
5.5.1 Neve stagionale	178
5.5.2 Ghiacciai	181
5.5.3 Permafrost	183
5.6 Le domande di ricerca	185
5.6.1 Neve stagionale	185
5.6.2 Ghiacciai	186
5.6.3 Permafrost	187
5.7 Referenze bibliografiche	188



Il sistema terrestre è influenzato da una inequivocabile crisi climatica iniziata nel XIX secolo e intensificatasi a partire dagli anni '80 del secolo scorso. Rispetto ai livelli pre-industriali (1850-1900) la temperatura media globale è aumentata di 0.8 °C dagli anni '90 a oggi con un incremento notevole dal 2015. Le elaborazioni climatiche di Copernicus, il programma di osservazione della Terra dell'Unione europea, hanno dimostrato che il 2023 si è concluso con un'anomalia di temperatura di +1.48 °C, risultando essere l'anno più caldo dalla fine del 1800. Gli effetti più tangibili del riscaldamento in atto interessano le risorse di neve e ghiaccio del pianeta, in estrema riduzione, e il livello medio dei mari, in costante innalzamento. I territori d'alta quota giocano un ruolo diretto e cruciale nel ciclo idrologico agendo sia come siti sorgenti per numerosi sistemi fluviali, sia come siti di stoccaggio e rilascio di acqua in forma liquida.

Un elemento caratteristico di tali regioni è rappresentato dalla criosfera, definita come "la porzione della Terra in cui l'acqua si trova allo stato solido". Per la sua elevata sensibilità alle condizioni ambientali, la criosfera agisce come

un notevole amplificatore delle risposte idrologiche alle variazioni climatiche nei bacini glacializzati. Di conseguenza, risulta strategico, anche nell'ottica di una definizione del bilancio idrico nel contesto italiano, osservare l'evolversi della criosfera sotto la forzante climatica per identificare le possibili tendenze evolutive e migliorare la comprensione dei processi che la influenzano. Questa osservazione contribuisce a comprendere in maniera più approfondita l'interazione tra clima, criosfera e regimi idrologici nei bacini ad alta quota e non solo. L'importanza della criosfera nella regolazione del deflusso aumenta, infatti, con l'altitudine, dando luogo a regimi comunemente citati come "nivale", "glaciale" o "periglaciale". Questa nomenclatura indica tipologie di deflusso caratterizzate da marcata stagionalità e rispettivamente più influenzate dalla fusione di neve o ghiaccio e/o permafrost.

Per meglio comprendere le funzioni della criosfera rispetto al bilancio idrologico è utile definire e caratterizzare le tre componenti principali in cui la criosfera si declina: la neve stagionale, i ghiacciai e il permafrost.

Neve stagionale

La neve stagionale è la componente della criosfera maggiormente interessata dai processi di trasformazione. I processi a cui è sottoposta questa matrice complessa descrivono una gamma di stadi evolutivi che si estendono dalla deposizione dei cristalli di neve fino alla fusione della copertura nevosa o alla sua trasformazione in neve perenne (neve e poi firn) o ghiaccio. La neve è una matrice caratterizzata da una elevata porosità in cui l'aria è miscelata a cristalli di ghiaccio aggregati in una microstruttura più o meno articolata. La temperatura della neve è il principale agente che regola le trasformazioni a cui sono soggetti i cristalli, il cosiddetto metamorfismo. L'acqua in fase vapore e allo stato liquido può coesistere nei pori del manto nevoso, e gli equilibri tra tutte le fasi possono indurre, a seguito delle precipitazioni, dell'azione del vento e del metamorfismo stesso, allo sviluppo di profili e stratificazioni articolati della superficie coperta da neve. Ogni strato del profilo differisce da quelli adiacenti per microstruttura o densità, a cui si aggiungono la durezza, il contenuto in acqua liquida, la temperatura, e il contenuto di impurità. La combinazione di tutti questi parametri descrittivi regola la

quantità di acqua disponibile e il ruolo di isolante radiativo di questa componente della criosfera.

La neve rappresenta una risorsa idrica fondamentale per le aree montane e di fondovalle, la cui fusione contribuisce in modo rilevante ai deflussi sia annualmente sia, soprattutto, stagionalmente. Infatti, la neve può essere considerata un vero e proprio magazzino temporaneo delle precipitazioni invernali. Quando il processo di fusione prende avvio, solitamente in primavera (a quote basse o medie) o a inizio/nel corso dell'estate (ad alta quota), l'acqua di fusione contribuisce direttamente all'alimentazione dei corpi idrici. Inoltre, il lento rilascio di acqua dalla fusione del manto nevoso è in grado di rinnovare le riserve di acqua freatica. Pertanto, la risorsa idrica nivale è cruciale per la produzione di energia elettrica, così come per l'approvvigionamento di acqua potabile e per l'agricoltura, soprattutto in primavera e in estate. Il contributo della fusione nivale al bilancio idrologico a scala di bacino assume maggiore rilevanza con l'incremento di quota, laddove una porzione maggiore della precipitazione cade sotto forma di neve.

Ghiacciai

Il ghiacciaio è una struttura in divenire composta principalmente da strati persistenti di neve e ghiaccio con presenza di sedimenti, detriti e acqua. Caratteristica fondamentale di una massa glaciale che ne determina la sua classificazione come ghiacciaio è il movimento verso valle per effetto della gravità. Questo movimento avviene tramite il trasferimento di massa da una zona a monte dove prevalgono i

processi di accumulo verso una zona a valle dove prevalgono i processi di fusione (ablazione). Per la formazione ed evoluzione dei ghiacci è necessario che la maggior parte della neve caduta durante l'inverno persista al suolo per più anni consecutivi senza fondere completamente. Il metamorfismo della neve, dovuto principalmente a processi fisici di cambio di stato e per le variazioni di pressione e

temperatura, trasforma i cristalli di neve in ghiaccio di ghiacciaio passando per uno stadio intermedio definito firn, la porzione del manto nevoso che resiste alla prima stagione di fusione. La trasformazione del firn in ghiaccio, con la sigillatura dei reticoli d'aria in singole bolle, è un processo lento e molto dipendente dalle caratteristiche termiche delle diverse regioni climatiche.

Il contributo glaciale ai deflussi, derivante dalla fusione sia della neve che del ghiaccio, ha un ruolo chiave all'interno del bilancio idrologico perché rappresenta un input diretto di acqua liquida ai

collettori di fondovalle. I ghiacciai, infatti, garantiscono una regimazione naturale allo scorrimento superficiale e sotterraneo sia dilazionando l'input meteorico in forma solida verificatosi nella stagione invernale, sia contribuendo a un surplus di deflusso (la variazione di invaso) durante la stagione estiva a scapito della fusione del ghiacciaio. Dal punto di vista spaziale, l'influenza dei ghiacciai ai deflussi è direttamente proporzionale alla percentuale di area glacializzata di un bacino idrografico. Nelle prossime sezioni verranno fornite informazioni più specifiche rispetto a questo aspetto.

Permafrost

Il permafrost si definisce come la porzione di suolo o roccia che rimane sotto la temperatura di 0 °C per più di due anni consecutivi. La sua presenza è legata alla temperatura media annua del suolo. Questo parametro permette di definire la tavola del permafrost come la porzione di terreno che rimane per due anni consecutivi a una temperatura inferiore a 0 °C e lo strato attivo come la zona superficiale di terreno che può trovarsi al di sopra del punto di congelamento e subire oscillazioni stagionali. Il permafrost è stato identificato come uno dei sei indicatori criosferici del cambiamento climatico globale all'interno del quadro di monitoraggio del Global Climate Observing System (GCOS) del World Meteorological Organization (WMO, 2023). La presenza del permafrost svolge un ruolo significativo nel ciclo idrologico di un'area, influenzando tanto il deflusso superficiale quanto quello sotterraneo. Tale influenza è cruciale per la stima del bilancio idrico e, di conseguenza, per quello idrologico di una regione. Il permafrost limita il deflusso superficiale nelle regioni in cui è presente, poiché il terreno congelato agisce come una barriera che

impedisce l'infiltrazione dell'acqua. Durante i periodi di disgelo, lo strato attivo, ovvero lo strato superficiale di terreno che scongela stagionalmente, può permettere un certo grado di infiltrazione dell'acqua, ma gran parte di questa può scorrere in superficie. Questo comportamento è accentuato durante eventi di disgelo rapido, quando l'acqua proveniente dalla fusione del ghiaccio e della neve non trova un percorso facile verso il sottosuolo a causa del blocco rappresentato dal permafrost sottostante. Il permafrost influenza anche il deflusso sotterraneo. La presenza di terreno perennemente congelato può alterare il normale flusso delle acque sotterranee, deviandolo o rallentandolo. Inoltre, la fusione parziale del permafrost durante i mesi più caldi può creare canali di deflusso temporanei all'interno del substrato, modificando la dinamica idrologica sotterranea e le relative riserve d'acqua. La distribuzione e lo spessore del permafrost dipendono da fattori come la latitudine, l'altitudine, il tipo di suolo e la copertura vegetale. Questi fattori determinano la variabilità spaziale nel suo impatto sul bilancio idrico.

A differenza dei ghiacciai, infatti, dove il ghiaccio si trova in superficie ed è direttamente influenzato dalle condizioni atmosferiche, il comportamento del permafrost e del substrato gelato è più complesso, poiché altri fattori come la variabilità dei sedimenti superficiali, il regime di innevamento, la copertura vegetale o il flusso di acque sotterranee poco profonde, influenzano il trasferimento di calore e le scale temporali in cui si verificano i cambiamenti. Il permafrost è soggetto a dinamiche temporali su scale che variano da stagionali a pluriennali o secolari. I cambiamenti stagionali sono influenzati da fluttuazioni termiche annuali che determinano il congelamento e il disgelo dello strato attivo. Su scale temporali più

lunghe, il cambiamento climatico può provocare il degrado del permafrost, alterando significativamente le dinamiche idrologiche locali e regionali. Il permafrost montano e in particolare i *rock glaciers* (Figura 5.1), ossia corpi detritici costituiti da detriti di varia dimensione e nuclei di ghiaccio di origine glaciale e periglaciale, sono spesso concepiti come una riserva d'acqua. Tuttavia, i tassi di fusione del permafrost e il contributo ai bilanci idrici sono raramente considerati. Questo perché il ghiaccio al suolo e il permafrost non sono direttamente visibili in superficie; di conseguenza le incertezze relative alla loro estensione tridimensionale sono di ordini di grandezza superiori a quelle dei ghiacciai (Arenson et al., 2022).

Figura 5.1

Particolare di un rock glacier bilobato a valle del Ghiacciaio de La Mare (TN).

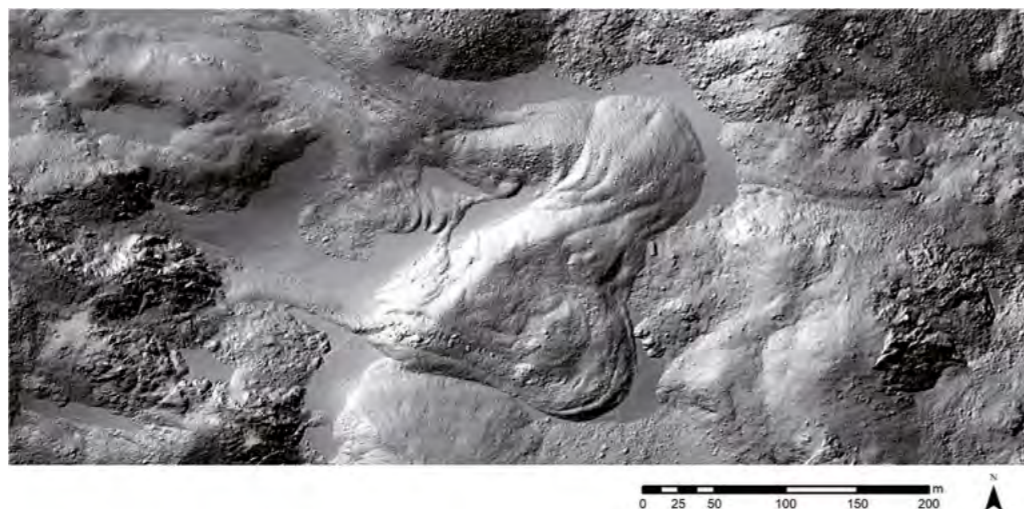


Tabella 5.1

Dataset e prodotti operativi disponibili.

PROGETTO	VARIABILI	FONTE	RISOLUZIONE SPAZIALE	RISOLUZIONE TEMPORALE	COPERTURA	LINK
Snow-cci	Snow Cover Fraction Viewable Snow Cover Fraction on Groun Snow Water Equivalent	European Space Agency (ESA)	1-5 km	Giornaliera	Globale	https://climate.esa.int/en/projects/snow/Snow_data/
Land Monitoring Service	Snow Cover Snow State Snow Water Content	Copernicus	Da 20 m a 5 km in base al prodotto	Giornaliera, 5-6 giorni, annuale, in base al prodotto	Europa	https://land.copernicus.eu/en/products/snow
IMS Daily Northern Hemisphere Snow and Ice Analysis	Snow cover and sea ice	NOAA	Da 1 a 24 km	Giornaliero	Emisfero nord	https://nsidc.org/data/g02156/versions/1

Monitoraggio

La quantificazione delle variabili legate alla criosfera (estensione e volume) presenta problematiche intrinseche correlate alla localizzazione di questi territori. Sebbene le tecniche di *remote sensing* consentano in alcuni casi di ottenere informazioni dettagliate su vaste aree, le osservazioni dirette sul campo rimangono indispensabili per la calibrazione dei modelli in grado di ricostruire e predire con ragionevole affidabilità possibili scenari futuri di evoluzione. Inoltre, in ottica di bi-

lancio idrologico e quindi di gestione della risorsa idrica, uno degli aspetti più critici del monitoraggio delle componenti della criosfera, in particolar modo la neve stagionale, è la stima dell'equivalente in acqua (WE) della matrice neve e ghiaccio. Nelle sezioni seguenti verranno fornite indicazioni specifiche per la stima del WE.

A conclusione del presente sottocapitolo sul monitoraggio della criosfera, in Tabella 5.3 si riporta una sintesi dei servizi pubblici per l'accesso ai dati.

5.2.1

Neve stagionale

Il monitoraggio della copertura nevosa si può sviluppare utilizzando diverse fonti di dati a diversa scala temporale e spaziale. L'osservazione della dinamica relativa alla neve stagionale può essere approssciata considerando le variabili climatiche essenziali come proposte dal Sistema di osservazione del clima globale (GCOS, <https://gcos.wmo.int/en/essential-climate-variables/snow/>): estensione della copertura nevosa; massa equivalente in acqua della copertura nevosa (SWE); altezza del manto nevoso (HS); albedo della superficie nevosa. La descrizione di queste variabili essenziali si basa sulla raccolta di osservazioni che possono essere fornite dalla comunità scientifica e dagli enti preposti al monitoraggio ambientale sia con dati *in situ* che ottenuti da piattaforme remote: terrestri, aeree o satellitari.

La componente osservativa *in situ* supporta la descrizione delle variabili essenziali considerando diverse tipologie di informazioni (Pirazzini et al., 2018). I parametri disponibili in letteratura possono riguardare proprietà della neve di tipo macrofisico (ad esempio densità, durezza, stratigrafia, temperatura, etc.), di tipo microfisico (granulometria e forma dei cristalli, area speci-

fica superficiale, raggio ottico equivalente, etc.) e parametri specifici per l'interazione con la radiazione elettromagnetica (coefficiente di retrodiffusione, coefficiente di trasmittanza, funzione di distribuzione bidirezionale, etc.). Il quadro si completa con informazioni relative alla deposizione della neve (intensità delle precipitazioni, altezza della neve fresca, etc.) e alla composizione chimica, geochimica e biologica del manto nevoso (isotopi e impurità).

Le acquisizioni con sensori satellitari possono presentare limitazioni legate al tempo di rivisitazione della piattaforma osservativa e alla copertura nuvolosa che riduce le capacità dei sensori ottici. Diversamente le misure a terra possono avere una limitazione nel tempo, dovuto all'impegno di risorse richiesto per eseguirle, e nello spazio, in quanto rappresentative di una porzione limitata di territorio. I sistemi automatici possono fornire in questa prospettiva un valido supporto a colmare il gap multi-scala dei dati, in quanto le piattaforme terrestri possono garantire osservazioni continue nel tempo e con una scala spaziale intermedia tra le misure *in situ* e quelle satellitari.

Osservazione *in situ*: manuali e automatiche

Le osservazioni dirette provengono principalmente dall'esecuzione di rilievi periodici, in siti rappresentativi, effettuati da personale specializzato per la determinazione della stabilità del manto nevoso e la quantificazione della neve al suolo. I parametri rilevati sono molteplici (Cagnati e Chiambretti, 2009; Gandino et al., 2010) e vengono registrati in apposite schede codificate che, successivamente, sono archiviate in un database.

Tra esse, sono di interesse per la quantificazione della neve al suolo i seguenti parametri: altezza neve (HS); neve fresca (HN), ossia la neve proveniente dalle precipitazioni delle ultime 24 ore prima della misura; densità della neve e la sua grandezza derivata quale l'equivalente in acqua (Snow Water Equivalent - SWE), calcolato moltiplicando l'altezza neve per la sua densità (Valt et al., 2012).

Misure dirette di HS e dello SWE sono eseguite mediante carotaggi verticali di tutto il manto nevoso stagionale con cadenza quindicinale (Berni e Giancanelli, 1966) in siti predefiniti e rappresentativi dei bacini montuosi alle diverse quote. I tubi carotieri, generalmente della lunghezza di 1 m, sono facilmente manovrati da personale specializzato.

Oltre alla misura diretta dei suddetti parametri da parte di un operatore, è possibile automatizzare l'esecuzione, per esempio per la misura di HS, tramite l'impiego di nivometri a ultrasuoni e laser oppure attraverso il monitoraggio di aste graduate tramite webcam (Bongio et al., 2021). Recentemente sono stati sviluppati sensori, attivi e passivi, per la determinazione dello SWE (Smith et al., 2017). I primi utilizzano celle di carico per pesare un campione del manto nevoso e convertire il risultato in SWE. I secondi agiscono tra-

mite il monitoraggio dell'attenuazione della radiazione elettromagnetica naturalmente esistente, associata al decadimento degli isotopi del potassio e del tallio presenti nel terreno sottostante alla copertura nevosa; con l'accumulo di neve sul terreno, il sensore rileva una diminuzione dei normali livelli di radiazione di fondo. L'emissione di raggi gamma in questo caso è direttamente legata allo stato di umidità del suolo, ma l'attenuazione in presenza di neve è direttamente legata all'azione di schermo svolta dal contenuto d'acqua totale presente lungo il profilo nivologico. Inoltre, recenti innovazioni tecnologiche hanno permesso di giungere alla quantificazione (anche areale) dello SWE utilizzando sonde in grado di misurare neutroni e muoni (Gugerli et al., 2019; Gugerli et al., 2022). Queste particelle si generano dal contatto tra raggi cosmici (provenienti dallo spazio) e l'atmosfera. Poiché neutroni e muoni sono naturalmente moderati dalle molecole d'acqua, il loro conteggio attraverso sonde apposite, come ad esempio le sonde Cosmic Ray Neutron Sensing (CRNS), permette di giungere alla quantificazione della quantità d'acqua stoccata nel manto nevoso (Biasuzzi et al., 2024). Recentemente è stata sviluppata una terza tipologia di sensori basati sull'interazione tra le microonde e la copertura nevosa, dove i sistemi di misura sono basati sull'analisi dei segnali derivanti dal Global Navigation Satellite System (GNSS; Capelli et al., 2022; Koch et al., 2019).

Il comportamento ottico della copertura nevosa è un altro aspetto che può essere affrontato con misure *in situ* sia con osservazioni manuali che automatizzate. La neve è tra i materiali più riflettenti sulla Terra e la sua albedo mostra grandi variazioni spettrali interagendo con la luce solare. L'albedo della neve è quindi una variabile fondamentale per il bilancio energetico della Terra. L'albedo spettrale della neve varia in funzione di molti fattori quali (i) le

caratteristiche spettrali e angolari della radiazione solare incidente e (ii) le caratteristiche fisiche (Dumont et al., 2017) e contenuto di impurità (Di Mauro et al., 2024) del manto nevoso. Poiché l'assorbimento dell'energia solare influisce a sua volta con le proprietà fisiche e chimiche del manto nevoso, l'albedo della neve è coinvolta in diversi cicli di feedback che generalmente favoriscono il metamorfismo e la fusione della neve e sono quindi di cruciale importanza per il ciclo idrologico in ambiente montano e più in generale per il clima terrestre. La disponibilità di osservazioni di questo tipo, siano esse ottenute da campagne al terreno (Salvatori et al., 2022), che da strumentazione automatica (Kokhanovsky et al., 2021) rappresentano una fonte di dati utile sia a descrivere l'evoluzione del manto nevoso che a calibrare e validare i dati ottenuti da remoto. Nel primo caso, il comportamento ottico della superficie nevosa potrebbe evidenziare la presenza di impurità e migliorare la capacità di descrivere le trasformazioni microfisiche che possono favorire l'assorbimento del calore e quindi accelerare la fusione del manto nevoso (Tuzet et al., 2020). Nel secondo caso, il confronto tra dati di verità a terra e dati remoti (Naethe et al., 2024) costituisce un patrimonio utile per migliorare i prodotti osservativi derivati dai sensori disponibili sulle piattaforme aeree e satellitari, sia dal punto di vista delle tecnologie presenti e future che degli algoritmi.

Uno sforzo utile a sviluppare una libreria spettrale delle coperture nevose è stato possibile grazie alla codifica di uno schema di metadato dedicato a questo tema (Di Franco et al., 2022). La libreria è disponibile e condivisa mediante il formato NetCDF (Salvatori et al., 2022) che ne garantisce l'interoperabilità secondo gli standard internazionali.

Con i dati delle stazioni meteorologiche in alta quota attrezzate con sensori dedi-

cati al manto nevoso (sensore di altezza neve, di temperatura della neve) e al suo bilancio energetico (radiometri totali, temperature superficiale della neve), i valori di altezza neve al suolo e dello SWE, sono ormai ben modellizzati da modello unidimensionale SNOWPACK (Lehning et al., 1999) e utilizzati da diversi servizi idrografici e valanghe dell'arco alpino (Monti et al., 2009).

Osservazioni remote

La neve può essere monitorata anche da remoto, sia da piattaforme satellitari che da sensori montati su velivoli. In aggiunta a questi mezzi mobili, è anche possibile effettuare un monitoraggio di un settore ristretto di un versante con l'utilizzo di webcam. In tutti i casi illustrati il monitoraggio della variabile avviene in modo indiretto processando le informazioni registrate dal sensore remoto attraverso l'uso di algoritmi più o meno complessi di analisi di immagine.

Sebbene le osservazioni puntuali *in situ* siano estremamente dettagliate come contenuto informativo e risoluzione temporale, sono purtroppo limitate in termini di rappresentatività spaziale. In questo senso le acquisizioni ottenute da piattaforme aeree o satellitari possono fornire una maggiore copertura spaziale completa, che purtroppo può essere limitata dal tempo di rivisitazione e dalla copertura nuvolosa. Negli ultimi anni, dal dispiegamento della prima piattaforma Sentinel-2, il divario tra osservazioni satellitari e *in situ* si è ridotto grazie ai miglioramenti tecnologici, con la disponibilità di stazioni di misurazione automatizzate da un lato e, dall'altro, l'introduzione di nuove piattaforme satellitari che stanno diventando sempre più efficienti in termini di numeri di piattaforme (costellazioni) e capacità di sensori. Ci sono stati anche miglioramenti signifi-

ficativi tra osservazioni satellitari e *in situ* con lo sviluppo di metodologie intermedie: piattaforme aeree, veicoli aerei senza equipaggio, fotografia terrestre, ecc. Tutti questi approcci possono contribuire all'integrazione di osservazioni nuove, recenti e passate.

Le tecniche basate su dati acquisiti da remoto possono essere raggruppate in metodologie che utilizzano dati ottici (legati all'interazione tra la radiazione solare e la superficie) e altre che impiegano le microonde. I dati ottici sono quelli che, utilizzando indici o derivando classificazioni delle coperture del suolo, permettono la descrizione della presenza di neve al suolo. Le microonde sono invece più orientate all'indagine della struttura della copertura nevosa nella sua interezza del profilo.

La neve è rilevabile dalle immagini ottiche grazie alla sua peculiare firma spettrale, ossia il modo in cui riflette e assorbe la radiazione elettromagnetica alle diverse lunghezze d'onda. La neve, in generale, è caratterizzata da una elevata riflettanza nelle lunghezze d'onda del visibile (VIS, 0.4-0.75 μm), una minore riflettanza nell'infrarosso vicino (NIR, 0.78-0.9 μm) e una bassissima riflettanza nell'infrarosso a onde corte (SWIR, 1.57-1.78 μm), dovuta alla presenza di microscopiche particelle di acqua liquida (Dietz et al., 2011). Nello specifico, la riflettanza varia in base all'età della neve, che ne determina la compattezza e purezza (Hall et al., 1995). L'indice Normalized Difference Snow Index (NDSI), proposto per la prima volta da Dozier et al. (1989) per l'analisi dei dati provenienti dal satellite Landsat, sfrutta queste proprietà per differenziare la neve dalle altre superfici, e, in particolare, dalle nuvole, caratterizzate un'elevata riflettanza nell'infrarosso vicino (Shortwave Infrared - SWIR) (Richiardi et al., 2021). La sua origine è legata alla necessità di sviluppare un indicatore robusto per identificare la neve in

immagini satellitari multispettrali, il cui uso è ormai consolidato. Rappresenta, infatti, l'indice più utilizzato nella classificazione della neve, ed è calcolato come rapporto tra bande, per minimizzare gli effetti delle variazioni atmosferiche e delle condizioni di illuminazione, del verde (GREEN) e dello SWIR, in modo da far risaltare le peculiarità della firma spettrale della neve:

$$\text{Eq. 5.1} \quad \text{NDSI} = \frac{\text{GREEN} - \text{SWIR}}{\text{GREEN} + \text{SWIR}}$$

Sono disponibili diversi prodotti cartografici sull'estensione della neve, caratterizzati da differente risoluzione spaziale e temporale e copertura geografica (Tabella 5.1). Principalmente vengono forniti dati raster binari, che indicano quindi presenza o assenza di neve per ogni cella, denominati Snow Cover Extent, oppure come percentuale di copertura nevosa di ogni cella, la Fractional Snow Cover (FSC). Questi dati, forniti in maniera operativa dalle principali agenzie spaziali, possono essere derivati da singole missioni satellitari o dalla fusione di più dati, compresi quelli meteorologici. Le missioni satellitari più sfruttate per il monitoraggio della neve a livello operativo sono MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), Suomi NPP (Suomi National Polar-orbiting Partnership), AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer), caratterizzati da un tempo di rivisita giornaliero ma bassa risoluzione spaziale, Landsat e, più recentemente, Sentinel-2, con risoluzione più elevata (30-20 m), ma tempo di rivisita da 5 a 15 giorni circa.

Un inventario di dati relativi alla neve, sebbene aggiornato al 2020, è disponibile al link: <https://globalcryospherewatch.org/%20%20%20snow%20inventory/>

Attualmente non esiste alcun sensore che possa fornire contemporaneamente una risoluzione spaziale e temporale adeguata a studiare la durata della copertura

nevosa in maniera dettagliata. Se da un lato le serie temporali di dati acquisiti da sensori nell'ottico, a causa della copertura nuvolosa, presentano dei gap, dall'altro i sensori Radar ad Apertura Sintetica (SAR) non garantiscono un'acquisizione giornaliera della stessa area. Per superare questa limitazione e ottenere serie temporali di copertura nevosa senza interruzioni, sono stati proposti e applicati diversi approcci di *gap filling* delle mappe binarie neve/non neve (Li et al., 2020; Paraika et al., 2010), dei prodotti e *proxy* derivanti da satellite (ad esempio, FSC, NDSI) (Chen et al., 2020; Hou et al., 2019) o tecniche di fusione di diverse tipologie di dati basate su algoritmi di machine learning/deep learning (De Gregorio et al., 2019; Richiardi et al., 2023).

Studi recenti riportano in maniera sempre più frequente l'utilizzo di dati delle costellazioni Landsat e Sentinel-2 (Bousbaa et al., 2022; Dedieu et al., 2016; Gascoin et al., 2019; Rittger et al., 2021). Landsat dispone di un archivio a partire dagli anni '80 del secolo scorso, periodo temporale che può essere adatto per studi di tipo climatologico. Sentinel-2, invece, ha il vantaggio di beneficiare di una maggiore copertura temporale, utile quando devono essere applicate procedure di *gap filling* per ottenere una serie temporale giornaliera, da cui è possibile estrarre mappe relative alle metriche che rappresentano la stagionalità della neve. Tra queste, il First Snow Day (FSD), cioè il primo giorno di neve stagionale stabile, intendendo per stabile una persistenza superiore a 15 giorni consecutivi, il Last Snow Day (LSD), l'ultimo giorno di neve stagionale stabile, e la Snow Cover Duration (SCD), cioè il numero di giorni di copertura nevosa al suolo nell'anno della neve, calcolato dal 1° settembre al 31 agosto dell'anno solare successivo.

Una risoluzione più alta sia in termini spaziali che temporali, rispetto alle piatta-

forme satellitari, è garantita dalla fotografia terrestre. In questo caso l'area di indagine risulta limitata in termini di estensione, ma la continuità temporale è ridotta in modo limitato dalla copertura nuvolosa. Il valore aggiunto di questo approccio è il supporto nella descrizione più dettagliata dell'evoluzione del manto nevoso e la maggiore risoluzione nella definizione delle curve di fusione della neve (Salvatori et al., 2011) e sull'identificazione di impurità superficiali (Di Mauro et al., 2019). Ulteriore elemento di valore è la possibilità di calibrare e validare algoritmi di analisi dedicati a prodotti satellitari con osservazioni a elevata risoluzione spaziale della frazione di copertura nevosa (Salzano et al., 2019).

In contesti spaziali di più ridotta estensione, è provata l'efficacia dei droni nella determinazione della copertura nevosa, in termini di altezza neve ed evoluzione della copertura. I droni, già ampiamente utilizzati nell'ambito delle geoscienze (Giordan et al., 2020), consentono di monitorare una porzione di territorio anche non accessibile e tramite le potenzialità degli algoritmi di Structure from Motion (Westoby et al., 2012) di ottenere un Digital Surface Model che, confrontato con un Digital Terrain Model, permette di stimare l'altezza della neve al suolo e la distribuzione spaziale della copertura. Trattandosi di acquisizione di fotogrammi è necessario porre particolare attenzione all'adeguata illuminazione e contrasto del manto nevoso oggetto di rilievo (Revuelto et al., 2021). Oltre alla tecnica di rilevamento fotogrammetrica, il drone può essere utilizzato, con adeguato payload, per la misura diretta della superficie coperta da neve con LiDAR miniaturizzato (Harder et al., 2020) utilizzabile anche in contesti caratterizzati da copertura arborea grazie alla capacità intrinseca del LiDAR di penetrare le chiome (Bigdeli et al., 2018); oppure con radar che permette la misura contestuale della superficie della neve e del suolo (Prager et al., 2021).

L'impiego di sensori smart basati su Internet-of-Things e lo sviluppo di catene di elaborazione e integrazione di dati osservativi multi-sorgente (Virtual Research Environments o Data Cubes) rappresentano *key-enabling technologies* utili al mantenimento di strumenti di osservazione della copertura nevosa in un'ottica di continuità temporale e tempestività dei processi decisionali per la gestione della risorsa idrica.

Sebbene il dato *in situ* garantisca un maggiore dettaglio informativo, il dato remoto supporta una maggiore copertura e rappresentatività spaziale. La combinazione delle diverse fonti di dati è lo strumento utile a definire la stagionalità della co-

pertura nevosa (durata, inizio e fine della stagione di innevamento) e comprendere i volumi in gioco nel contesto montuoso.

In Tabella 5.2 si riporta una sintesi delle misure standardizzate e caratterizzanti il monitoraggio della neve. A tal proposito, il Global Cryosphere Watch ha stilato un elenco di variabili necessarie, raccomandate e desiderate per ogni componente della criosfera (WMO, 2023). Attualmente, le variabili richieste per la criosfera sono le misure meteorologiche di superficie presso le stazioni CryoNet (<https://globalcryospherewatch.org/cryonet/>). Le misure raccomandate delle variabili della criosfera potrebbero diventare necessarie in un prossimo futuro.

Ghiacciai

Al fine di identificare le diverse tecniche di monitoraggio per i corpi glaciali, è utile una breve descrizione delle caratteristiche macroscopiche di un ghiacciaio. Un ghiacciaio è suddiviso in due principali settori: l'area di accumulo nella parte superiore, dominata dai processi di accumulo, ossia di aumento dell'equivalente in acqua del manto nevoso, e l'area di ablazione nella parte inferiore, dove prevalgono i processi di fusione e quindi di perdita di parte di massa a carico di neve e ghiaccio. L'area di accumulo è ulteriormente divisa in diverse zone in base alle caratteristiche fisiche. La zona superiore, chiamata *dry-snow zone*, è interessata da temperature sempre al di sotto dei 0 °C senza registrare, conseguentemente, processi di fusione. Appena più a valle, la temperatura comincia a superare gli 0 °C per alcuni periodi dell'anno formando la *percolation zone*. Quest'ultima è la prima porzione del ghiacciaio interessata da fenomeni di fusione superficiale che trasferiscono acqua liquida all'interno della massa glaciale fino a profondità dipendenti dalla quota. A quote ancora più basse, l'acqua di fusione che non raggiunge la base del ghiacciaio e percola attraverso gli strati intermedi, rcongela a contatto con questi e forma una massa continua chiamata *superimposed-ice zone*. Il limite inferiore di questa zona, e quello dell'area di accumulo, coincide con la *equilibrium line altitude* (ELA) o linea di equilibrio dove l'accumulo annuale è bilanciato dall'ablazione annuale (Fig. 5.2). Al di sotto di questa delimitazione, l'intera massa glaciale è interessata da fusione.

In ottica di bilancio idrologico, il monitoraggio di un ghiacciaio avviene attraverso il calcolo del bilancio di massa glaciale. Viene definito come la variazione di massa che ha luogo in un dato intervallo

di tempo, tipicamente l'anno idrologico (ottobre-settembre), risultante dalla somma algebrica di accumulo e ablazione. Il bilancio di massa netto (accumulo totale - fusione totale) viene calcolato come somma del bilancio invernale, misurato a fine della stagione di accumulo, tra fine maggio e inizio giugno, e del bilancio estivo misurato a fine stagione di fusione, tra fine settembre e inizio ottobre. Il riconoscimento della linea di equilibrio a fine stagione estiva permette una prima stima empirica dello stato di salute di un ghiacciaio. Appena prima delle nevicate autunnali, infatti, è possibile riconoscere due zone distinte sul ghiacciaio: una superiore dove ancora persiste l'accumulo nevoso invernale e una inferiore dove il ghiaccio di ghiacciaio è esposto alla libera atmosfera a causa della fusione della neve stagionale. Generalmente le perdite estive eguagliano l'accumulo invernale, situazione di equilibrio, quando almeno il 65% della superficie glaciale è in zona di accumulo (Fig. 5.2). Valori maggiori di tale soglia identificano bilanci netti positivi, valori inferiori bilanci negativi. Questo rapporto tra area di accumulo e area totale del ghiacciaio è definito Accumulation Area Ratio (AAR). La condizione di equilibrio del bilancio di massa è identificata da valori di AAR maggiori del 50% poiché il gradiente verticale del bilancio in zona di ablazione è maggiore rispetto al gradiente di bilancio in zona di accumulo.

Qualunque sia la metodologia impiegata, la misura del bilancio di massa di un ghiacciaio è un'operazione complessa che richiede tempo e risorse: per questo motivo, essa viene realizzata per un numero limitato di ghiacciai significativi e con caratteristiche favorevoli alla realizzazione delle misure. In Italia, per il 2021/2022 sono disponibili i dati dei bilanci di massa

Tabella 5.2

Lista delle misure richieste, raccomandate e desiderate delle variabili del manto nevoso (WMO, 2023) integrata con la simbologia della classificazione internazionale della neve stagionale al suolo (Fierz et al., 2009). A misura automatica, M misura manuale, G ghiacciai, IS calotte glaciali, ISV piattaforme di ghiaccio, LRI laghi e fiumi ghiacciati, P permafrost, S neve, SFG terreno gelato stagionalmente, SI mare ghiacciato, *bisettimanale.

Misure	VARIABILE	ORARIO	GIORNALIERO	SETTIMANALE	MENSILE	ANNUALE
Richieste	Nessuna	/	/	/	/	/
	Altezza manto nevoso (paline in campi neve)	A (S, G, SI, LRI)		M (SI, LRI)*		M (G, IS)
	Equivalente in acqua del manto nevoso	A (S)	M (S)	M (S)		M (G, IS)
Raccomandate	Proprietà del manto nevoso [densità ρ_s , area superficiale specifica dei grani, tipo di grani e dimensione, durezza, contenuto in acqua liquida, salinità, chimica, impurità, proprietà meccaniche]			M (S)		M (IS)
	Presenza della neve al suolo					
	Altezza manto nevoso	A (IS, P)	M (S)	M (S)*		
Desiderate	Proprietà del manto nevoso			M (SI, LRI)*		
	Altezza neve fresca		M (P)	M (S)		
	Equivalente in acqua della neve fresca		M (S)			
	Estensione copertura nevosa	A (IS, P)	M (S)	M (P)		
	Temperatura superficiale del manto nevoso	A (S, SI)		M (SI, LRI)*		
	Temperatura della neve	A (S)				
	Neve ventata	A (S)	M (S)			

di 19 ghiacciai (Baroni et al., 2023), su un totale di 969 ghiacciai censiti nel 2006 (Salvatore et al., 2015). In assenza di dati diretti di bilanci di massa, informazioni utili possono provenire dalle campagne di misura annuali di variazione frontale dei ghiacciai coordinate dal Comitato glaciologico Italiano (124 i ghiacciai misurati nell'estate 2022, Baroni et al., 2023): infatti, i dati di variazione frontale possono essere utilizzati in modelli glaciologici semplificati per la realizzazione di scenari (si veda il Capitolo 5.5). La realizzazione periodica di catasti glaciali rappresenta un utile strumento per monitorare l'evoluzione nel tempo dei corpi glaciali e individuare trend di variazione (Nigrelli et al., 2015). Per le Alpi italiane sono disponibili catasti dell'estensione areale dei ghiacciai a partire dal culmine della Piccola Era Glaciale (PEG) per alcuni settori, e dal 1957 per l'intero territorio nazionale. I primi catasti, ottenuti principalmente da foto aeree, sono molto distanziati nel tempo, mentre in anni recenti la disponibilità di immagini satellitari ha consentito la realizzazione di catasti più ravvicinati, necessari anche in virtù delle rapide trasformazioni che i ghiacciai stanno subendo in particolare negli ultimi due decenni.

Le tecniche per la misura del bilancio di massa sono principalmente tre, più una di natura empirica: a) metodo glaciologico diretto, b) metodo geodetico e c) metodo idrologico.

Il metodo diretto è l'unico caratterizzato da misurazioni *in situ*. Prevede l'individuazione di punti rappresentativi (identificati da paline) delle zone di accumulo e ablazione sui quali effettuare misurazione discreta nel tempo. Nella pratica, sui punti identificati si misura la variazione della superficie tra due date e la densità del materiale oggetto di variazione. Per il ghiaccio si assume una densità costante pari a 0.9 kg/dm^3 , mentre per la neve e il firn la densità viene misurata direttamente in campo tramite l'apertura di profili verticali (trincee), oppure carotaggi superficiali, che permettono il calcolo della densità come rapporto tra peso di un campione di materiale e il suo volume. La variazione di superficie moltiplicata per la densità del materiale interessato fornisce la misura del bilancio in quel punto. Tramite tecniche di geostatistica, i dati puntuali vengono successivamente spazializzati sull'intera superficie del ghiacciaio così da ottenere una stima globale del bilancio. Le tecniche qui esposte risultano essenziali anche per la calibrazione e la validazione dei modelli glacio-idrologici che permettono di simulare la variazione del bilancio di massa nel tempo. Si tratta del metodo più accurato per la stima del bilancio annuo su un ghiacciaio poiché tutte le componenti vengono misurate *in situ*. L'incertezza del metodo può variare dai 30 ai 250 mm di equivalente in acqua all'anno ed è principalmente legata all'incertezza delle misure in campo e, soprattutto, alla spazializzazione dei dati puntuali.



Figura 5.2

Particolare del ghiacciaio della Marmolada a fine stagione estiva nel 2021. È riconoscibile la ELA che divide la zona di accumulo del ghiacciaio dalla zona di ablazione con un indice AAR tra il 60 e il 65% (Porta Vescovo, 27/08/2021). Credits Panomax-Splenditaly. <https://portavescovo.panomax.com/>

Il metodo geodetico garantisce misure spazializzate del bilancio attraverso rilievi topografici della superficie del ghiacciaio, tipicamente da *remote sensing* terrestre e/o satellitare. Dall'acquisizione completa della superficie glaciale tra due date consecutive, sia intra o inter-annuali, è possibile calcolare la variazione della superficie utilizzando tecniche GIS secondo la seguente formula:

$$\text{Eq. 5.2} \quad \Delta V = \overline{\Delta z} A_{max}$$

dove $\overline{\Delta z}$ è la variazione di quota media tra i due Modelli Digitali del Terreno (DTM) calcolata sulla massima estensione del ghiacciaio (A_{max}), tipicamente il rilievo meno recente. La variazione annuale del bilancio di massa è calcolata come:

$$\text{Eq. 5.3} \quad M = \frac{\Delta V \rho}{A} \Delta t^{-1}$$

dove ρ è la densità media della porzione di ghiacciaio che si trasforma (da neve a firn e da firn a ghiaccio) e \overline{A} è la media tra l'area iniziale e finale all'interno dell'intervallo Δt tra i due rilievi topografici successivi. Il metodo ha il limite di utilizzare le misure dirette *in situ* per il calcolo della densità, necessaria per il dato specifico di bilancio di massa. Per questo motivo, tale tecnica è più adatta per conoscere la variazione di massa su intervalli pluriennali assumendo una densità media del materiale che si trasforma pari a 0.85 kg/dm^3 . L'accuratezza del metodo è strettamente correlata alla corrispondenza spaziale e altimetrica tra i DTM considerati. Per questo motivo è necessaria una validazione preventiva dei prodotti topografici con un rigoroso calcolo di shift planimetrico ed altimetrico sulle aree stabili non soggette, quindi, a variazioni di massa nel periodo interessato. Con una buona corrispondenza tra DTM si ottengono valori di incertezza compresi tra 10 e 60 mm di equivalente in acqua.

Il metodo idrologico applicato a un bacino idrografico prevede di misurare i ter-

mini del bilancio idrologico a scala annuale (in termini di equivalente in acqua) e calcolare il bilancio secondo la relazione:

$$\text{Eq. 5.4} \quad B_n = P - R - E$$

Dove P sono le precipitazioni, R i deflussi misurati in alveo e E l'evaporazione. I termini dell'equazione sono espressi in volume. In questa relazione, la variazione di bilancio di massa glaciale corrisponde alla variazione di invaso del bilancio idrologico. Criticità del metodo è rappresentata dalla stima della precipitazione e della relativa spazializzazione, dell'evaporazione, e della misura dei deflussi. Un esempio di quantificazione dell'incertezza del metodo idrologico è riportato da Caturan (2016) che stimano un'incertezza di 400 mm di equivalente in acqua su un bacino di 3.5 km^2 .

Infine, esistono metodi più empirici per la stima dell'andamento dell'annata di bilancio, i così detti *reconnaissance methods*. Questi si basano sull'identificazione della ELA e il calcolo di AAR alla fine della stagione di ablazione. Il calcolo di AAR risulta molto utile per le ricostruzioni storiche dei bilanci di massa in periodi e luoghi caratterizzati da assenza di misurazioni.

In questo contesto, la disponibilità di archivi fotografici è uno strumento fondamentale per riconoscere le modalità di evoluzione dei ghiacciai nel tempo. Inoltre, i *reconnaissance methods* possono essere efficacemente migliorati grazie al rilievo con sensori remoti. Infatti, come per la neve stagionale, il *remote sensing* satellitare è uno strumento estremamente utile per monitoraggio del grado di scoperta di un ghiacciaio, e quindi il calcolo di AAR, durante la stagione di fusione. Utilizzando, ad esempio, immagini ottiche dai sensori Landsat7 e Sentinel-2, è possibile combinare bande differenti per differenziare su un ghiacciaio le aree coperte da neve stagionale, da firn e da ghiaccio.

A livello operativo, questa distinzione delle diverse superfici del ghiacciaio si realizza in maniera diversa per le immagini Landsat e Sentinel-2. Per le Landsat vale la seguente combinazione: R=B05, G=B04, B=B03. Diversamente, su immagini Sentinel-2 la combinazione corrisponde a R=B11, G=B08, B=B04 (Fig. 5.3)

Dal punto di vista operativo, il metodo geodetico è senz'altro il più pratico per il calcolo del contributo glaciale ai deflussi. Alcuni elementi risultano necessari per aumentare l'affidabilità e applicabilità del metodo: a) misura in loco della densità in settori del ghiacciaio rappresentativi delle componenti neve, firn e ghiaccio, b) calcolo areale delle superfici coperte da neve, firn e ghiaccio, c) calcolo della media ponderata della densità dell'intera superficie glaciale e d) disponibilità di DTM multi-temporali a periodicità annua (fine stagione di ablazione). Il recente sviluppo di tecniche di fotogrammetria con UAV permette di abbattere notevolmente i costi di acquisizione dei dati topografici garantendo, al contempo, un'ottima risoluzione spaziale (inferiore a 0.5 m) e la pos-

sibilità di replicare in maniera autonoma le misure.

Parallelamente ai metodi sopra-indicati, essenziali a livello operativo per la definizione del bilancio idrologico, negli ultimi decenni si sono sviluppate tecniche alternative per un'indagine più approfondita dei processi alla base delle variazioni di massa glaciale. A partire dalla seconda metà del XX secolo, il campo della "crio-sismologia", che prevede la registrazione e l'analisi del segnale sismico emesso dalla dinamica della criosfera, ha mostrato le sue grandi potenzialità per il monitoraggio dei ghiacciai. Sebbene le prime applicazioni abbiano riguardato essenzialmente le grandi masse glaciali dell'Antartide (Hatherton e Evison, 1962), negli ultimi venti anni la validità di questi approcci è stata dimostrata in molte campagne di monitoraggio di ghiacciai alpini (Podolskiy e Walter, 2016).

Il monitoraggio sismico dei ghiacciai prevede innanzitutto l'installazione di sensori sismici, costituiti tipicamente da sismometri. Questo tipo di strumenti misurano le vibrazioni, in termini di velocità,

del mezzo su cui sono installati (ghiaccio, in questo caso), permettendo di rilevare segnali sismici anche di bassa intensità e caratterizzati da una frequenza caratteristica variabile tra circa 1 e qualche centinaio di Hertz. Benché il numero di sensori sia dettato dall'obiettivo del monitoraggio, è consigliata l'installazione di almeno due sismometri in modo tale da garantire una misura ridondante che permetta di escludere eventuali artefatti, come picchi di energia sismica dovuti a interferenze elettriche e quindi non associati a processi naturali. Inoltre, l'installazione di reti sismiche spazialmente dense (10-100 sensori sismici a una distanza reciproca di circa 101-102 m) tipicamente implementata per il monitoraggio di terremoti, si sta sviluppando anche in contesti glaciali (Gimbert et al., 2020). Rispetto a singoli sismometri, reti sismiche dense migliorano la caratterizzazione del segnale e la localizzazione della sorgente sismica.

Per quanto riguarda i ghiacciai alpini, tra i processi capaci di generare segnali sismici nel ghiaccio stesso e/o nel suolo circostante si distinguono in particolare quelli legati a fenomeni di fusione della massa glaciale.

Segnali sismici provenienti da zone situate al di sotto della superficie ma al di sopra della base del ghiacciaio sono stati correlati con la formazione di mulini sub-superficiali e con il loro conseguente riempimento con acqua di fusione. Un esempio riguardante le Alpi europee è lo studio effettuato sul ghiacciaio dell'Argentièr (Alpi francesi), dove sono state osservate diverse migliaia di eventi sismici localizzati tra 20 e 130 metri al di sotto della superficie durante periodi caratterizzati da alte temperature e da un'importante riduzione della copertura nevosa (Helmstetter et al., 2015).

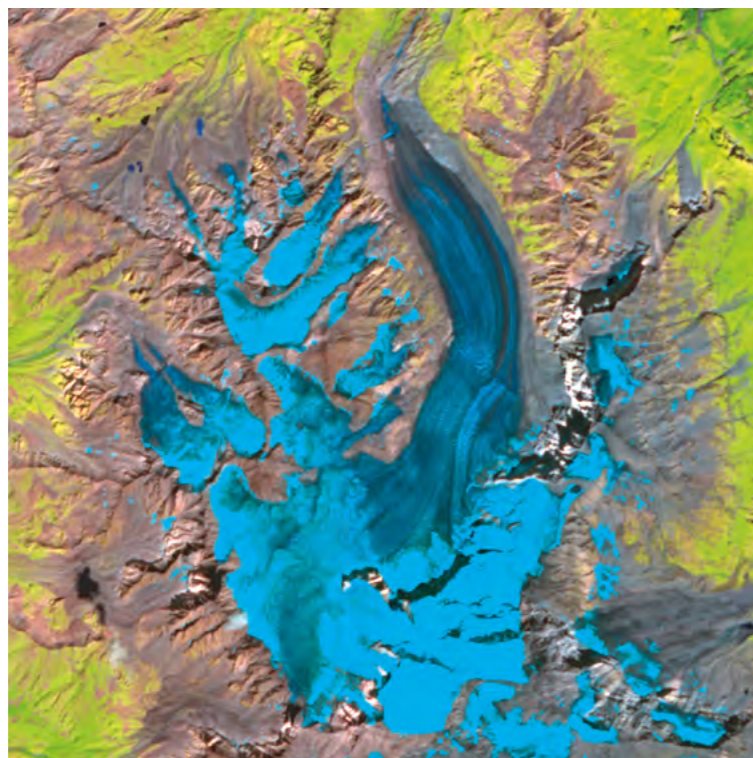
Mentre i fenomeni sopraindicati sono caratterizzati da segnali sismici costitui-

ti da picchi di energia ad alta frequenza, il flusso d'acqua di fusione del reticolo sub-glaciale si distingue per un rumore sismico continuo a basse frequenze dovuto alla turbolenza dell'acqua (<10 Hz). Come già osservato da Bartholomaeus et al. (2015) per alcune masse glaciali in Alaska, Nanni et al. (2020) hanno evidenziato una diretta correlazione tra il rumore sismico a basse frequenze rilevato sul ghiacciaio dell'Argentièr e la portata d'acqua di fusione, con una risoluzione temporale sub-giornaliera. Gli autori hanno mostrato come la stima della portata attraverso metodi sismici sia caratterizzata da un errore inferiore al 10% rispetto alle quantità direttamente misurate in uscita dal ghiacciaio. Infine, l'utilizzo di una rete sismica densa può essere sfruttato per monitorare la distribuzione spaziale dei flussi idrici al di sotto della massa glaciale. Una recente metodologia implementata da Nanni et al. (2021) ha permesso la ricostruzione di una mappa bidimensionale del reticolo e delle aree caratterizzate da maggior connettività idraulica, ovvero quelle aventi un impatto maggiore sulla risposta a lungo termine del ghiacciaio rispetto all'aumento delle temperature. Per quanto riguarda l'accuratezza della localizzazione, questa dipende dalla densità della rete sismica e dalle caratteristiche del segnale sismico analizzato, e nel caso in esame è stata stimata una precisione dell'ordine di 10^{-1} m.

Fino ad oggi le tecniche di monitoraggio sismico sono state implementate prevalentemente in ambito di ricerca per la comprensione dei fenomeni di dinamica glaciale, ma la possibilità di quantificare i processi (ad esempio, la stima della portata di fusione) mostra le potenzialità di una loro applicazione anche a livello operativo per il bilancio idrologico. Rispetto ad altre tecniche, la crio-sismologia permette (a) una misura non locale di aree del ghiacciaio remote e spesso inaccessibili, e (b) un'indagine ad alta risoluzione temporale (sub-giornaliera). D'altro canto, nonostan-

Figura 5.3

Combinazione di bande su immagini satellitari Sentinel-2 del ghiacciaio Corbassiere sul Grand Combin (CH) relativa al 22 agosto 2023. L'elaborazione dell'immagine permette la delimitazione dei confini del corpo glaciale e la classificazione delle diverse aree del ghiacciaio. In blu scuro il ghiaccio di ghiacciaio esposto all'atmosfera, in azzurro chiaro le superfici coperte da neve stagionale, in un colore intermedio le zone coperte da firn. L'immagine contiene dati Copernicus Sentinel modificati (2023) elaborati da Sentinel Hub in partnership con l'US Geological Survey (<https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/>).



te il buon rapporto costi-benefici dell'installazione, l'applicazione dei metodi sopra-indicati richiede un periodo iniziale di intensa attività di campo per la calibrazione degli strumenti e una conoscenza profonda del ghiacciaio in esame per la corretta interpretazione dei segnali sismici.

Infine, per quel che concerne il monitoraggio dei corpi glaciali italiani, è utile dare alcune indicazioni sui cataloghi disponibili. Da oltre 100 anni il Comitato glaciologico italiano promuove la raccolta di dati di variazione frontale per ghiacciai rappresentativi delle Alpi Italiane attraverso campagne glaciologiche annuali, i cui risultati sono pubblicati sulle riviste del CGI e disponibili online (<https://www.glaciologia.it/i-ghiacciai-italiani/le-campagne-glaciologiche/>). Il primo catasto nazionale dei ghiacciai italiani, con mappatura dei corpi glaciali, risale al 1957-1961 (CNR CGI, 1961a; CNR-CGI, 1961b;

CNR-CGI, 1962); il catasto successivo, datato tra fine anni '70 e inizio anni '80 del secolo scorso, è stato realizzato nell'ambito dell'iniziativa World Glacier Inventory (WGI, <https://nsidc.org/data/glacier-inventory/>); il catasto dei ghiacciai italiani è stato aggiornato al 2006 nell'ambito del progetto NextData del CNR, http://repo.igg.cnr.it/ghiacciaiCGI/ghiacciai_new.html (Salvatore et al., 2015), e da Smiraglia et al. (2015) su ortofoto datate tra il 2005 e il 2010; i contorni glaciali sono stati ridefiniti in anni più recenti mediante immagini satellitari (GLIMS, <https://www.glims.org/>; Paul et al., 2019), anche se le dimensioni ridotte dei ghiacciai italiani e l'abbondante copertura detritica rendono le immagini satellitari attualmente disponibili solo in parte adatte alla perimetrazione dei ghiacciai. Sono inoltre disponibili diversi catasti a scala regionale/locale (Tabella 5.2).

Permafrost

La distribuzione del permafrost montano a medie e basse latitudini è strettamente legata alle condizioni climatiche ed alle caratteristiche della superficie del terreno, come la pendenza e l'orientamento dei versanti, i tipi di vegetazione e la copertura nevosa.

Per stimare la presenza di permafrost continuo (PC), discontinuo (PD) o sporadico (PS) a livello locale e su base stagionale oppure annuale, può essere utile fare riferimento al metodo del *surface frost number* (F+), come riportato in Barry et al. (2011). Il metodo consiste nel calcolare i gradi giorno di gelo e di disgelo utilizzando i dati giornalieri di temperatura media dell'aria. La sommatoria dei gradi giorno di gelo (FDD) e di disgelo (TDD) stagionale o annuale viene poi utilizzata per il calcolo del F+ secondo la seguente formula:

$$\text{Eq. 5.5} \quad F_+ = \frac{FDD^{0.5}}{(FDD^{0.5} + TDD^{0.5})}$$

Nella Figura 5.4 è mostrato un esempio di F+ e della sua tendenza nel corso degli anni nel bacino glaciale della Bessanese, calcolata con i dati di temperatura dell'aria acquisiti dalla stazione meteorologica di ARPA Piemonte ubicata nello stesso bacino (Viani et al., 2020).

La serie temporale dei valori di F+ presente nella Figura 5.4, mette in evidenza una lieve ma costante tendenza alla diminuzione, soprattutto per quanto riguarda i valori annuali: una chiara evidenza di un riscaldamento climatico in corso e che interessa gli ambienti alpini di alta quota (Nigrelli e Chiarle, 2023).

In Italia, il monitoraggio del permafrost montano è essenziale data la sua rilevanza negli equilibri idrologici e geologici delle Alpi. Progetti come il PermaNET 2012 (Alpine Space Permafrost Monitoring Network, <https://www.permanet-alpinespace.eu/home.html>) hanno già stabilito una base

di monitoraggio che include diverse tecniche. Il progetto PermaNET 2012 Alpine Space permafrost monitoring network ha infatti raccolto informazioni su misurazione dello strato attivo e misurazione della temperatura alla base del manto nevoso a fine stagione, tramite tomografie elettriche, georadar, perforazioni e misura della temperatura delle sorgenti nonché analisi sulla chimica dell'acqua.

Anche il progetto Cervinia Basin Monitoring ha investigato il permafrost nella zona del Cervinia, monitorando la sua risposta ai cambiamenti climatici, le caratteristiche termiche e le variazioni della chimica delle acque. Le rilevazioni hanno permesso di studiare l'evoluzione del permafrost in risposta a eventi meteorologici estremi come le ondate di calore del 2015.

Un'iniziativa condotta in collaborazione tra CNR IRPI e ARPA, con il supporto logistico della Regione Valle d'Aosta, PERMADataROC, ha installato sistemi di monitoraggio per le temperature delle pareti rocciose e per l'attività microsismica presso il rifugio J.A. Carrel sul Monte Cervino (Coviello et al., 2015).

Il Global Terrestrial Network for Permafrost (GTN-P) è il principale programma in-

ternazionale che si occupa del monitoraggio dei parametri del permafrost. Il GTN-P è stato sviluppato negli anni '90 dall'International Permafrost Association (IPA) nell'ambito del Global Climate observing System (GCOS) e del Global Terrestrial Observing Network (GTOS), con l'obiettivo a lungo termine di ottenere una visione completa della struttura spaziale, delle tendenze e della variabilità dei cambiamenti dello spessore dello strato attivo e della temperatura del permafrost.

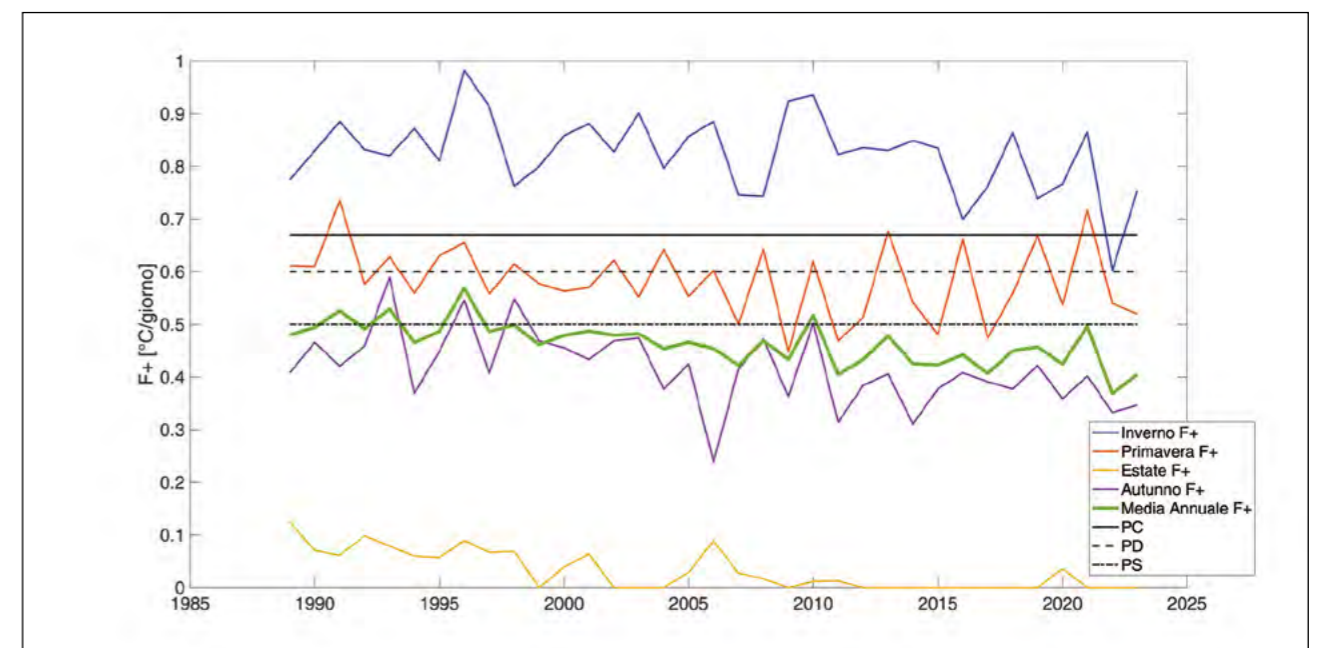
GCOS e GTOS hanno stabilito 50 variabili climatiche essenziali (ECV), di cui una è il permafrost. Nell'ambito del GTN-P sono state identificate come ECV due variabili chiave del permafrost:

1. lo Stato Termico del Permafrost (TSP), ovvero la temperatura del permafrost, monitorata a lungo termine da un'ampia rete di trivellazioni.

2. lo Spessore dello strato attivo (ALT), ovvero la profondità annuale di disgelo del permafrost, per lo più riferito alla rete di monitoraggio del Circumpolar Active Layer Monitoring (CALM).

Il monitoraggio permanente nel GTN-P è stato coordinato dall'IPA fin dalla sua istituzione.

Figura 5.4
Serie temporale dei valori di *surface frost number* nel bacino glaciale della Bessanese.



AREA	GHIACCIAI	PERMAFROST	DATI METEO	DATI NEVE	CARTOGRAFICO
Veneto	ARPA Veneto https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/neve/webgis-valanghe Dipartimento di Scienze Storiche Geografiche e dell'Antichità Università di Padova https://www.musei.unipd.it/it/museo-geografia-marmolada Comitato Glaciologico Italiano https://www.glaciologia.it/	ARPA Veneto Centro Valanghe di Arabba	ARPA Veneto https://www.arpa.veneto.it/dati-ambientali	ARPA Veneto https://www.arpa.veneto.it/dati-ambientali/dati-in-diretta/meteo-idro-nivo/variabili_idro	ARPA Veneto https://dt2.regione.veneto.it/
Friuli Venezia Giulia	Società Meteorologica Alpino-Adriatica https://www.aametsoc.org/ Comitato Glaciologico Italiano https://www.glaciologia.it/	Regione Friuli Venezia Giulia https://catastogrotte.regione.fvg.it/pagina/147/Progetto_CryoKarst/ SP- - Basovizza 34149 Trieste (ITALY) https://www.isp.cnr.it/index.php/it/	ARPA Friuli Venezia Giulia https://www.meteo.fvg.it/stazioni.php?in="	Protezione Civile Friuli Venezia Giulia https://monitor.protezionecivile.fvg.it/#/mappa_sensori	Protezione Civile Friuli Venezia Giulia https://www.regione.fvg.it/rafv/cms/RAFVG/ambiente-territorio/conoscere-ambiente-territorio/FOGLIA4/
Provincia Autonoma di Trento	Provincia Autonoma di Trento www.meteotrentino.it SAT https://www.sat.tn.it/attivita/glaciologia/ Comitato Glaciologico Italiano https://www.glaciologia.it/	Provincia Autonoma di Trento http://www.climatrentino.it/clima_trentino/ghiacciai_permafrost/gp_permafrost/	Provincia Autonoma di Trento www.meteotrentino.it	Provincia Autonoma di Trento www.meteotrentino.it	Portale Cartografico Trentino http://www.territorio.provincia.tn.it/portale/server.pt/community/portale_geo-cartografico_trentino/254
Provincia Autonoma di Bolzano	Provincia Autonoma di Bolzano Ufficio Idrologia e dighe https://home.provincia.bz.it/it/contatti/934 Ufficio idrologia https://appc.provincia.bz.it/default.asp Servizio Glaciologico Alto Adige http://www.servizioglaciologico.com/ Comitato Glaciologico Italiano https://www.glaciologia.it/	Provincia Autonoma di Bolzano - Ufficio 11.6 - Ufficio Geologia e prove materiali https://data.civis.bz.it/dataset/permafrost https://geologie.provinz.bz.it/de/home	Provincia Autonoma di Bolzano https://meteo.provincia.bz.it/stazioni-meteo-montagna.asp	Provincia Autonoma di Bolzano https://meteo.provincia.bz.it/stazioni-meteo-montagna.asp	Provincia Autonoma di Bolzano https://natura-territorio.provincia.bz.it/it/sipa-cartografia-provinciale
Lombardia	Servizio Glaciologico Lombardo https://www.servizioglaciologicolombardo.it/ ARPA Lombardia https://www.arpalombardia.it/temi-ambientali/neve-e-ghiacciai/ghiacciai/glaciologia/ Comitato Glaciologico Italiano https://www.glaciologia.it/	Servizio Glaciologico Lombardo https://www.servizioglaciologicolombardo.it/	ARPA Lombardia https://iris.arpalombardia.it/gisINM/login.php	ARPA Lombardia https://iris.arpalombardia.it/gisINM/login.php	Geoportale Regione Lombardia https://www.geoportale.regione.lombardia.it/ ARPA Lombardia https://iris.arpalombardia.it/gisINM/login.php
Piemonte	ARPA Piemonte Dipartimento rischi naturali e ambientali Comitato Glaciologico Italiano https://www.glaciologia.it/	ARPA Piemonte Dipartimento rischi naturali e ambientali	ARPA Piemonte https://www.arpa.piemonte.it/rischi_naturali/snippets_arpa_graphs/map_meteoweb/?rete=stazione_meteorologica	ARPA Piemonte https://www.arpa.piemonte.it/rischi_naturali/snippets_arpa_graphs/map_meteoweb/?rete=stazione_meteorologica	Regione del Piemonte https://www.geoportale.piemonte.it/visregpigo/
Valle d'Aosta	ARPA Valle d'Aosta http://catastoghiacciai.partout.it/GeoGhiacciai Fondazione Montagna Sicura https://www.fondazionemontagnasicura.org/ Comitato Glaciologico Italiano https://www.glaciologia.it/	ARPA Valle d'Aosta https://www.arpa.vda.it/it/effetti-sul-territorio-dei-cambiamenti-climatici/permafrost Fondazione Montagna Sicura https://www.fondazionemontagnasicura.org/	Centro Funzionale Regionale Valle d'Aosta https://cf.regione.vda.it/it/mappa-dati-stazioni-periferiche	Centro Funzionale Regionale Valle d'Aosta https://cf.regione.vda.it/it/mappa-dati-stazioni-periferiche	Regione Valle d'Aosta https://geoportale.regione.vda.it/

Tabella 5.3

Elenco di alcuni servizi pubblici per l'accesso a dati meteorologici, topografici e relativi alla criosfera.

AREA	GHIACCIAI	PERMAFROST	DATI METEO	DATI NEVE	CARTOGRAFICO
Europa	Copernicus https://cds.climate.copernicus.eu/datasets?q=glacier	PERMANET https://www.permanet-alpinespace.eu/home.html	ECMWF https://www.ecmwf.int/en/forecasts/dataset/ecmwf-reanalysis-v5	Copernicus https://land.copernicus.eu/en/dataset-catalog https://land.copernicus.eu/en/products/snow https://cds.climate.copernicus.eu/datasets?q=glacier	ECMWF https://spacedata.copernicus.eu/collections/copernicus-digital-elevation-model
Globo	WGMI https://nsidc.org/data/glacier_inventory/index.html GLIMS https://www.glims.org/maps/glims RGI https://www.glims.org/RGI/ Copernicus https://cds.climate.copernicus.eu/datasets?q=glacier	Global Terrestrial Network for Permafrost (GTN-P) https://gtnp.arcticportal.org/	ECMWF https://www.ecmwf.int/en/forecasts/dataset/ecmwf-reanalysis-v5	ESA https://climate.esa.int/en/projects/snow/Snow_data/ NOAA (emisfero Nord) https://nsidc.org/data/g02156/versions/1	EO Browser https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/?zoom=10&lat=41.9&lng=12.5&themelid=DEFAULT-THEME&otime=2024-01-22T15%3A30%3A33.777Z NASA https://search.earthdata.nasa.gov/search



Regime pregresso e stato attuale

Neve stagionale

Alpi italiane

A scala regionale la variabilità dello *snow pack* risponde principalmente alla variabilità delle precipitazioni e della temperatura dell'aria attraverso processi di accumulo, compattazione e ablazione. Se in termini di feedback climatico la variabile di principale interesse è la superficie della neve e la sua albedo, in termini di risorsa idrica sono l'altezza del manto nevoso (HS) e più specificamente l'equivalente in acqua della copertura nevosa (SWE). Lo SWE risponde sia all'aumento delle temperature globali sia alla variabilità inter e pluriennale delle precipitazioni, e quindi ai periodi siccitosi. Inoltre, la transizione di fase (da liquido a solido, e viceversa) che avviene intorno allo zero termico inserisce una fonte di non linearità legata sia alla quota sia alla variabilità climatica delle temperature.

Lo studio della distribuzione della copertura nevosa fornisce due importanti metriche dei cambiamenti in atto su un periodo legato alla disponibilità di dati da remoto, tra il 1985 e oggi. Una prima informazione è la quota altimetrica di presenza della neve, la cosiddetta *snow line elevation*, che ha subito un innalzamento nel corso degli ultimi decenni. Questo cambiamento si differenzia nei diversi settori alpini passando da incrementi di 5-8 m/anno nel settore occidentale a valori negativi nella porzione orientale (Koehler et al., 2022).

Altra informazione è la quota della linea della neve naturale affidabile (LAN) (Föhn, 1990; OECD, 2007; Wielke et al., 2004) definita come la quota dove la neve, da ottobre ad aprile, rimane al suolo per almeno 100 giorni con uno spessore di 0.30 m. Sulle Alpi italiane si è innalzata di circa 250 m fra il trentennio 1961-1990 e 1991-2020 (Valt et al., 2022) con un aumento di 213 m di quota ogni innalzamento di 1 °C della temperatura delle Alpi (Valt M., 2023). La LAN è dipendente dal clima delle diverse aree geografiche e per le Alpi italiane, caratterizzate da un clima mediterraneo, è attualmente a 1750 m di quota.

Altre metriche riguardano la durata della stagione di innevamento, o inizio e fine della stagione. In questo caso si assiste a una diminuzione della durata (Carrer et al., 2023), con una variabilità legata alla posizione geografica e alla quota altimetrica (Fugazza et al., 2021).

A causa del cambiamento climatico, nelle Alpi europee si sono verificate negli ultimi decenni riduzioni di: a) superficie areale della neve di circa -0.25% all'anno per il periodo 2000-2018 (Notarnicola, 2020); b) durata del manto nevoso al suolo di indicativamente -0.5 giorni all'anno per il periodo 2000-2018 (Klein et al., 2016; Notarnicola, 2020); c) HS pari a circa -0.8% all'anno per HS medio

(Matiu et al., 2021; Monteiro e Morin, 2023). In merito allo SWE, nonostante la sua rilevanza per i processi idrologici, a causa del numero ridotto di osservazioni di lungo periodo esistono solo pochi studi sui suoi trend, e la maggior parte di essi si concentra sul Nord America (ad esempio, Elias et al., 2021; Mote et al., 2018; Thakur et al., 2020). Nelle Alpi europee, per il periodo 1981-2010, i set di dati SWE su larga scala hanno mostrato deboli diminuzioni non significative, in apparente contrasto con le tendenze SWE per lo più negative riscontrate nell'emisfero settentrionale (Mudryk et al., 2015), soprattutto in America settentrionale e in Europa (Pulliainen et al., 2020). Tuttavia, analizzando serie di SWE di lungo periodo nelle Alpi europee, Marty et al. (2017) hanno trovato una generale riduzione negli ultimi decenni (indicativamente -5 mm/y per il periodo 1968-2012 per lo SWE ad aprile). Nell'area delle Dolomiti, Valt et al. (2023) stimano una tendenza pari -1 mm/y solo nel mese di marzo per il periodo 1961-2020; tale riduzione è stata confermata da stu-

di condotti sia in Svizzera (Marty et al., 2023) sia in Italia (Bocchiola e Diolaiuti, 2010). Sempre nelle Alpi italiane, Colombo et al. (2022) hanno riportato un'ampia variabilità interannuale nel periodo 1930-1990, riscontrando i valori più bassi nel periodo 1991-2020, soprattutto alla fine della stagione nevosa. Inoltre, gli autori hanno evidenziato un cambiamento nel rapporto tra anomalie di SWE e indici teleconnettivi dopo gli anni '80 del secolo scorso, in relazione a una riduzione dello SWE determinato dall'aumento della temperatura dell'aria a partire dai primi anni '90. Ranzi et al., (2024), con un dataset indipendente rispetto a quello utilizzato da Colombo et al. (2022), hanno confermato un trend decrescente (circa -4 mm all'anno per il periodo 1967-2020 per lo SWE ad aprile) della climatologia della neve nelle Alpi italiane avvenuto intorno alla fine degli anni '80 del secolo scorso. Infine, Colombo et al. (2023) hanno evidenziato come tra i fenomeni di siccità della neve occorsi nell'ultimo secolo nelle Alpi italiane la maggior parte si sia verificata negli ultimi anni (Fig. 5.5).

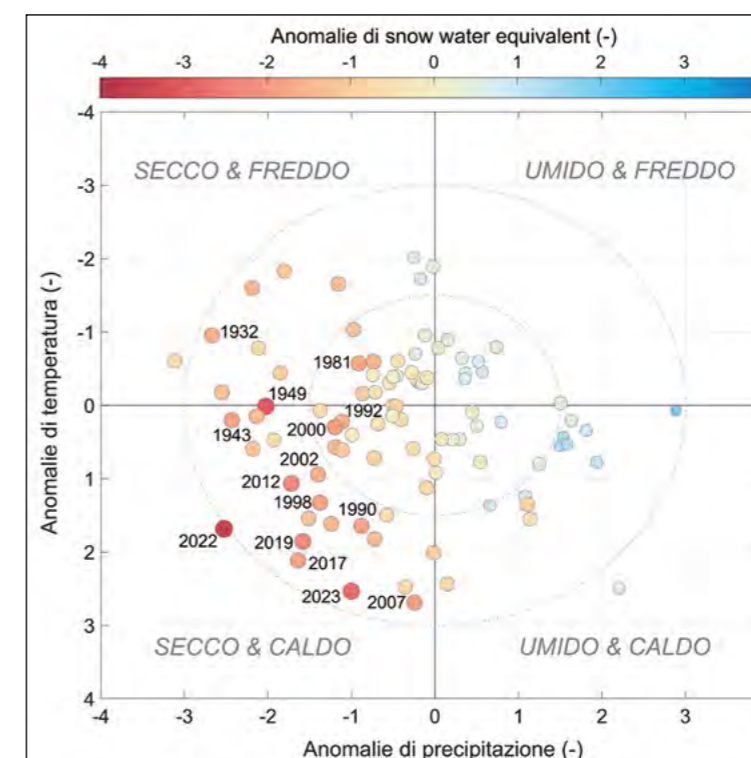


Figura 5.5

Anomalie di Snow Water Equivalent (SWE) a marzo (periodo 1930-2023) in funzione delle anomalie di precipitazione e temperatura. In figura sono indicati gli anni con anomalie di SWE < -1.5. (si veda Colombo et al., 2023 per la metodologia).

Appennini

Differentemente dalle Alpi, siano esse europee o italiane, negli Appennini non vi sono numerosi studi di lungo periodo sulle principali variabili legate alla neve. Tuttavia, alcune indagini recenti (Capozzi et al., 2022) condotte presso l'Osservatorio di Monte Vergine (AV) (1280 m slm) hanno mostrato come vi sia una forte variabilità interannuale delle nevicate, con: a) assenza di trend rilevanti di HN e frequenza degli eventi nevosi dalla fine del XIX secolo alla metà degli anni '70; b) forte riduzione delle nevicate sia in quantità sia in frequenza dalla metà degli anni '70 del secolo scorso alla fine degli anni '90 e infine aumento della quantità media di HN e della frequenza degli eventi nevosi negli ultimi 20 anni. Ad esempio, l'HN e il numero di giorni nevosi sono passati da un massimo di 221.5 ± 103.6 cm e 20.3 ± 8.1 giorni nel ventennio 1904/05–1923/24 a un minimo di 114.1 ± 65.6 cm e 11.9 ± 5.7 giorni nel periodo 1984/85–2003/04.

Tuttavia, negli ultimi decenni (2004/05–2019/20), HN e giorni nevosi sono tornati ad aumentare, con valori di 167.4 ± 109.6 cm e 13.6 ± 7.1 giorni, rispettivamente. Inoltre, Annella et al. (2023) hanno riportato una riduzione della durata del manto nevoso del 12% (intera stagione nivale), 17% (inizio inverno), 12% (fine inverno) e 26% (intero inverno) nel periodo 1969/70–2007/08 rispetto al trentennio precedente (1932/33–1963/64). Tuttavia, nell'ultima decade indagata, la durata del manto nevoso è tornata a essere simile a quella misurata nei decenni precedenti, come 1948–1957, 1958–1967 e 1978–1987. Gli autori di questo ultimo studio hanno anche trovato una generale dipendenza della durata del manto nevoso dalla temperatura atmosferica, tuttavia fortemente mediata, a livello interannuale e decennale, dall'influenza di alcuni indici teleconnettivi, come l'Arctic Oscillation e l'Eastern Mediterranean Pattern.

Ghiacciai

L'aumento delle temperature ha un effetto duplice sul bilancio idrologico nei bacini glacializzati. In primo luogo, determina una riduzione della frazione nevosa delle precipitazioni rispetto a quella liquida e, parallelamente, causa una riduzione delle masse glaciali. Questo secondo aspetto influisce in maniera più che proporzionale sui deflussi modificando sia il regime annuo ma anche il concetto di *peak water* (PW). In un contesto pluridecennale di aumento delle temperature e riduzione delle masse glaciali, il PW corrisponde al picco di portata che si verifica su un bacino glacializzato a un determinato tempo t quando il contributo glaciale è massimo (Figura 5.6).

Dalla fine dell'ultima glaciazione, avvenuta circa 12 000 anni fa, la massima

estensione dei ghiacci in diverse parti del mondo è avvenuta durante la PEG, cominciata attorno alla metà del XIV secolo e conclusa verso la seconda metà del XIX secolo: il picco della PEG è convenzionalmente fissato tra il 1845 e il 1860 (Orombelli, 2011), anche se esso presenta una significativa variabilità da zona a zona. La fine della PEG, e l'inizio dell'arretramento dei ghiacciai, coincide con l'aumento delle temperature medie globali avvenute attorno al 1850 a seguito dell'avvio del periodo industriale. I ghiacciai alpini hanno perso circa il 35% della loro estensione tra la metà dell'Ottocento e il 1970 (Paul et al., 2004; Zemp et al., 2007) e un ulteriore 20% fino al 2000 (Nigrelli et al., 2015; Paul et al., 2011). A partire dal 2003, i ghiacciai stanno subendo una forte acce-

lerazione di perdita di superficie registrando negli ultimi anni perdite superiori al 60% rispetto alla fine della PEG (Haeberli et al., 2019), perdite che hanno raggiunto il 100% in alcuni settori delle Alpi Italiane (Lucchesi et al., 2014). In Figura 5.7 si riporta un confronto fotografico del ghiacciaio dei Forni (Lombardia) tra il 1860/1870 e il 2022.

Dalla seconda metà dell'800, la riduzione progressiva dei ghiacciai a causa dell'aumento delle temperature ha determinato un aumento del contributo glaciale ai deflussi annui a seguito del rilascio di acqua prima stoccata in forma solida (Figura 5.6). Questo aumento ha avuto una progressiva amplificazione durante il secolo scorso a seguito della continua riduzione dell'estensione glaciale.

Il continuo trend in aumento delle temperature ha determinato un cambio di tendenza del contributo glaciale identificando un *tipping point*, un periodo oltre il quale i deflussi medi annui hanno smesso di aumentare e, conseguentemente,

cominciato a decrescere a seguito del superamento dell'estensione critica dei ghiacciai necessaria a garantire la massima portata durante la stagione estiva (di fusione). Questo *tipping point* determina il PW che ha un'elevata variabilità sia spaziale che temporale in funzione della percentuale di glacializzazione del bacino (Carturan et al., 2019). Sulla macroscale nazionale, ci sono evidenze che il contributo glaciale del fiume Po sia passato dal 20 al 18% tra il 1961 e il 1990 rispetto al periodo tra il 1908 e il 2008 (Huss, 2011). La riduzione del contributo glaciale del Po mette in evidenza che l'intero bacino ha già sorpassato il *tipping point* identificando il PW medio tra il 1980 e il 2010 (Huss e Hock, 2018). A scale spaziali inferiori, studi recenti su aree glaciali alpine della provincia di Trento riportano che a metà degli anni 2000 per bacini glacializzati con area maggiore di 1000 km² e percentuale di glacializzazione inferiore al 2% il PW si era già verificato registrando una riduzione dei deflussi estivi rispetto alla PEG pari al 70% (Carturan et al., 2019).

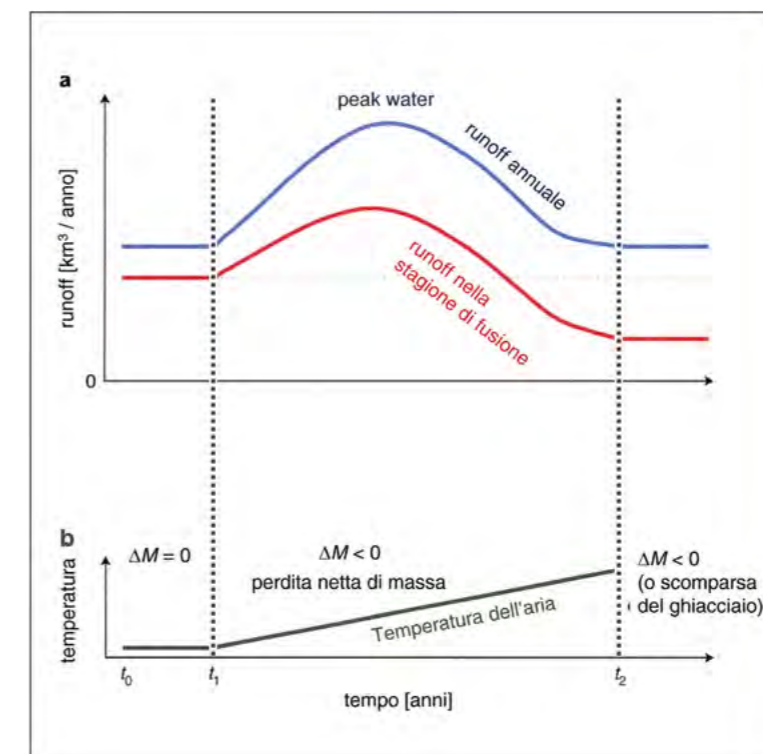


Figura 5.6

Schematizzazione delle variazioni del deflusso in un bacino glacializzato in risposta al continuo riscaldamento atmosferico. A t_0 il ghiacciaio è in equilibrio, cioè il bilancio di massa del ghiacciaio è $\Delta M = 0$, e si assume che tutte le componenti del bilancio idrologico, eccezion fatta per la variazione d'invaso dovuta al ghiacciaio, rimangano inalterate (figura modificata da Huss e Hock, 2018).

La riduzione del contributo glaciale ai deflussi ha determinato (Carturan et al., 2019), e sta determinando, anche una modifica del regime dei deflussi. Stiamo, infatti, assistendo a una progressiva transizione, per i bacini alimentati da aree

glacializzate, da un regime prettamente glaciale a un nivo-glaciale che determina una rapida decrescita dei deflussi subito dopo la fusione della neve stagionale, anticipando così il picco dei deflussi annui a inizio estate rispetto alla seconda metà.



Figura 5.7
Confronto fotografico del Ghiacciaio dei Forni (su concessione del Servizio glaciologico lombardo).

Permafrost

La comprensione della distribuzione del permafrost in Italia è un campo di studio in continua evoluzione, specialmente per quanto riguarda lo spessore e il regime termico. I dati a disposizione si concentrano principalmente sulle Alpi, dove il permafrost è più diffuso e, in misura minore, sugli Appennini, dove la sua presenza è ad oggi meno documentata. Nelle Alpi italiane, il permafrost è tipicamente discontinuo, localizzato a quote che variano dai 2000 ai 3200 metri. In queste aree, il permafrost può diventare più continuo a quote superiori, in assenza di ghiacciai. In certe zone, piccole estensioni di permafrost possono trovarsi anche a quote più basse (1700-1900 metri) e alla base dei ghiacciai. Le aree centrali (come le Alpi Retiche e Atesine) presentano una maggiore probabilità di contenere permafrost a quote simili; questa probabilità aumenta ulteriormente nei massicci più interni (lungo il confine italo-svizzero o italo-austriaco). Nei settori orientali delle Alpi (Alpi Dolomitiche, Carniche e Giulie), la presenza di permafrost è meno probabile e nelle Dolomiti è presente solo in alta

quota (Crepaz et al., 2011). Lo spessore medio del permafrost è di circa 20 metri, ma in alcune aree può raggiungere centinaia di metri, come dimostrato nelle vicinanze del Passo dello Stelvio (Guglielmin et al., 2018). Il sovrastante strato attivo ha generalmente uno spessore compreso tra 1 e 3 metri, ma può arrivare fino a 5 metri. La temperatura del permafrost nell'arco alpino è sempre superiore a -3 °C, indicando una potenziale instabilità dovuta ai processi di fusione e ricongelamento (Guglielmin M., 2006).

Per quanto riguarda gli Appennini, le evidenze di permafrost sono limitate ma indicano una possibile presenza in aree specifiche come il gruppo della Maiella e il Monte Velino. Non è esclusa la possibilità di qualche sito sporadico anche sui Monti Sibillini e sui gruppi del Gran Sasso e dei Monti della Laga. Queste tracce suggeriscono che in passato condizioni climatiche più fredde possano aver favorito la formazione di permafrost anche a latitudini e quote inferiori rispetto a quelle tipiche delle regioni alpine.

La siccità del 2022-2023 nel bacino del fiume Po. Il contributo della criosfera

Utilizzando 15 serie storiche di osservazioni giornaliere di HS (periodo 1930–2023, range altitudinale 864–2200 m s.l.m.), insieme a un approccio modellistico per la stima dello SWE e dati di ri-analisi climatica, Colombo et al. (2023) hanno riportato che l'anomalia di SWE di marzo 2022 ha raggiunto il valore più basso nell'ultimo secolo. Tale evento è stato attribuito alla combinazione senza precedenti di condizioni meteorologiche estremamente calde e secche nel periodo dicembre 2021–marzo 2022. Questo evento record è stato osservato anche da dati satellitari, con una quota della neve nel 2022 posizionata diverse centinaia di metri più in alto rispetto alla quota media di lungo termine del periodo 1985–2022 (Koehler et al., 2022). Ciò ha comportato un deficit di superficie innevata fino all'83% nelle Alpi occidentali (bacino idrografico del Sesia, marzo 2022) e fino al 61% nelle Alpi orientali (Koehler et al., 2022).

Questo evento ha contribuito a causare condizioni idrologiche critiche nei fiumi Po e Adige che, durante l'estate 2022, hanno vissuto la peggiore siccità idrologica mai registrata (Montanari et al., 2023). Si veda a tal proposito il box "La siccità del 2022-2023. Aspetti idrologici" nel Capitolo 7). In questo contesto, quantificare il ruolo della siccità della neve nel determinare quella idrologica è molto complesso poiché richiede la considerazione, e la corretta quantificazione, di una molteplicità di processi, spesso a scale diverse. Tuttavia, utilizzando un approccio semplificato basato sull'analisi della correlazione tra l'anomalia

di SWE di marzo e l'anomalia delle portate di luglio, Colombo et al. (2023) hanno indicato come lo SWE sia in grado di spiegare circa il 50% della variabilità inter-annuale delle portate di Po e Adige.

Nonostante la magnitudine senza precedenti, la siccità nevosa del 2022 fa parte di un recente trend di aumento dell'intensità e della frequenza degli eventi di siccità della neve a partire dagli anni '90 del secolo scorso, a causa dell'incremento contestuale di condizioni climatiche più calde e secche della norma durante la stagione invernale e primaverile. Colombo et al. (2023) hanno anche osservato che il "peso relativo" della temperatura dell'aria rispetto a quello della precipitazione nel determinare le anomalie di SWE è raddoppiato negli ultimi decenni, ad ulteriore conferma del ruolo sempre più rilevante dell'incremento della temperatura dell'aria nel determinare le dinamiche della neve sulle Alpi italiane (Fig. 5.8).

Se da un lato il periodo caldo ed estremamente siccitoso ha influenzato pesantemente lo SWE sul bacino del Po e dell'Adige, la risposta dei ghiacciai è stata altrettanto rapida e di elevata magnitudine. Analizzando i dati delle campagne glaciologiche del Comitato glaciologico italiano per l'anno 2022 (Baroni et al., 2023) e confrontando i dati con il decennio 2010-2021 si è registrato un decremento pari al 247% del bilancio di massa glaciale con perdite medie di circa 3.45 m di acqua equivalente rispetto alla media del periodo di 0.99 m.

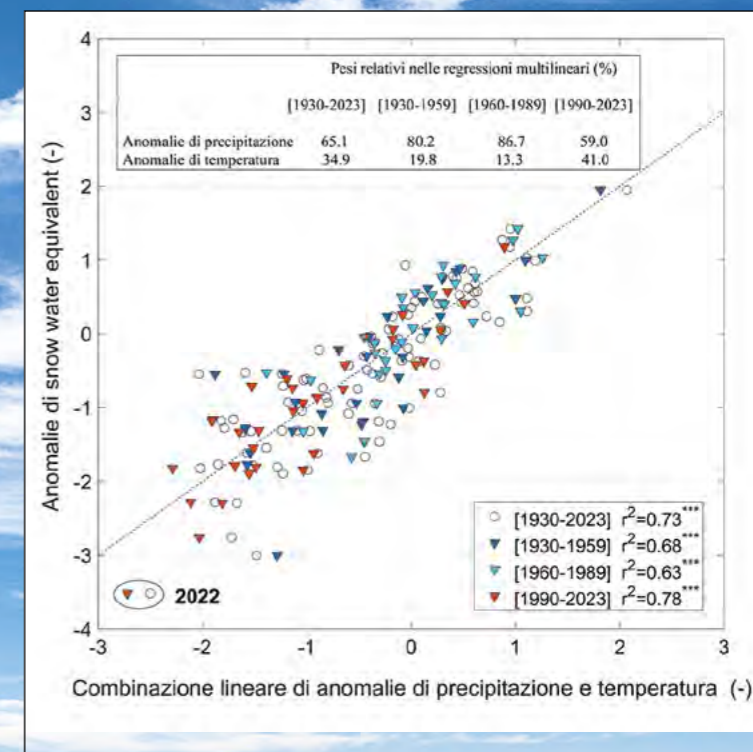


Figura 5.8

Anomalie di SWE a marzo in risposta alle anomalie di temperatura e delle precipitazioni invernali. I pesi relativi delle anomalie sono riportati nella tabella inserita nell'angolo in alto a sinistra; i valori di r^2 delle regressioni corrispondenti sono mostrati nella tabella inserita nell'angolo in basso a destra (***) indica la significatività a $p < 0.001$.

5.4

Impatti del cambiamento climatico sulla criosfera

5.4.1

Neve stagionale

Nonostante la crescente preoccupazione per il rischio di siccità, la siccità della neve, ossia il deficit di SWE (Pederson et al., 2011; Harpold et al., 2017) rimane in gran parte inesplorato rispetto a altri tipi di siccità (Hatchett e McEvoy, 2018; Huning e AghaKouchak, 2020). Le condizioni di siccità unite alla notevole riduzione del manto nevoso negli Stati Uniti negli ultimi decenni/anni (Iglesias et al., 2022; Mote et al., 2018) hanno fornito un forte incentivo per studiare questo fenomeno emergente (Hatchett e McEvoy, 2018).

In futuro, nelle Alpi, sono previste diminuzioni della neve fresca (HN) (Frei et al., 2018), altezza del manto nevoso (HS) (Marty et al., 2017b), copertura nevosa (Matiu e Hanzer, 2022) e SWE (Kotlarski et al., 2023). Tali diminuzioni, fortemente legate al previsto aumento della temperatura dell'aria (Kotlarski et al., 2023),

potrebbero avere forti implicazioni sulla disponibilità di acqua, soprattutto in termini di stagionalità (Jenicek et al., 2018). Si prevede che un riscaldamento di +2.0 °C provocherà una drastica diminuzione dello spessore della neve di circa il 40-60% al di sotto dei 1 800 m, una riduzione della durata del manto nevoso di 4-6 settimane e un innalzamento del limite delle nevi di circa 300-500 m (Hantel e Hirtl-Wielke, 2007; Martin e Etchevers, 2005). In questo contesto, l'Italia settentrionale potrebbe essere fortemente influenzata da questi cambiamenti. Ad esempio, nel bacino del fiume Po, quasi il 20% e il 40% della futura domanda di acqua per l'irrigazione potrebbe dover essere soddisfatta da fonti alternative alla fusione della neve, considerando scenari di riscaldamento rispettivamente di +2 e +4 °C rispetto al periodo preindustriale (Qin et al., 2020).

5.4.2

Ghiacciai

Il deterioramento della criosfera alpina sta accelerando rapidamente negli ultimi anni imponendo una continua revisione dei modelli di evoluzione delle masse glaciali e, conseguentemente, del regime idrologico.

Sulle Alpi, uno studio pubblicato nel 2019 (Zekollari et al., 2019) ha conside-

rato i diversi scenari di incremento della temperatura proposti dal Quinto Rapporto di Valutazione IPCC (2013) entro fine secolo e simulato, su questi, quattro possibili scenari di evoluzione dell'estensione e del volume della criosfera alpina. Risultata che anche nella migliore delle ipotesi (RCP 2.6), su uno scenario che tiene in considerazione importanti interventi di

riduzione di gas clima-alteranti in atmosfera, i ghiacciai alpini entro il 2050 perderanno circa il 47% del loro volume (calcolato al 2017). Nello scenario peggiore, quello comunemente definito *business as usual* (RCP 8.5), entro il 2100 potremmo assistere a una perdita di volume pari al 94% a cui sarebbe associata una perdita completa della massa glaciali al di sotto dei 3600 m di altitudine. Oltre alla quota, l'esposizione assume un ruolo sempre più importante nel determinare la resilienza dei ghiacciai al riscaldamento climatico in atto: da questo punto di vista, i ghiacciai italiani sono da sempre svantaggiati rispetto ai ghiacciai dei paesi confinanti. Il basso livello di incertezza degli scenari sopramenzionati è dimostrato dalla conferma di più recenti proiezioni sui tassi di riduzione delle masse glaciali (vedi paragrafo 5.5 "Strumenti modellistici di analisi e previsionali"). Condizioni topo-climatiche locali (esposizione a nord, ombra topografica ad opera delle pareti rocciose circostanti, alimentazione da valanga) potranno consentire la sopravvivenza di corpi glaciali anche in condizioni climatiche sfavorevoli (Colucci et al., 2016). Allo stesso modo la copertura detritica, registrata in aumento su tutti i ghiacciai, se sottile abbassa l'albedo della superficie glaciale e dunque accelera la fusione glaciale (Di Mauro e Fugazza, 2022); invece, se sufficientemente potente, protegge il ghiaccio dall'irraggiamento solare, limitandone la fusione e consentendo la sopravvivenza dei ghiacciai anche in condizioni climatiche sfavorevoli.

Ricerche più recenti (Compagno et al., 2021) non solo hanno confermato la riduzione in massa e volume, ma hanno anche stimato gli impatti sui deflussi e sul

regime idrologico. Entro il 2100, il deterioramento della criosfera alpina impatterà pesantemente sia sui deflussi annui che, soprattutto, sui deflussi mensili durante la stagione estiva. Infatti, anche se la temperatura media globale non eccedesse la soglia di +1.0 °C rispetto ai livelli pre-industriali (1850-1900), a scala sinottica i deflussi si ridurrebbero del 25% a livello annuale e del 36% a livello mensile (picco di agosto). Nella peggiore delle situazioni, in un contesto di temperatura di +2.0 °C, i deflussi accuserebbero un decremento del 36% a scala annuale e del 55% durante il mese di agosto. Tuttavia, la soglia di +1.0 °C sta diventando uno scenario sempre meno realistico da qui ai prossimi anni evidenziando come sia più probabile il verificarsi di scenari con superamento della soglia di +1.5 °C. La riduzione delle portate in alveo comporterà anche una modifica del regime idrologico anticipando il picco dei deflussi annui da 1 a 2 mesi (Fig. 5.9; Carturan et al., 2019; Compagno et al., 2021; Huss, 2011). Queste ricerche mettono in luce come la criosfera, nonostante gli elevati tassi di riduzione, sia ancora in grado di tamponare gli eventi estivi di siccità idrologica con contributi ai deflussi ancora elevati. A livello nazionale, durante estati siccitose come il 2003 il contributo glaciale ai deflussi del fiume Po è stato calcolato pari al 30% del totale che si potrebbe drasticamente ridurre a livelli inferiori al 3% entro fine secolo (Huss, 2011). Le stime di modifica del regime dei deflussi di origine glaciale del più esteso bacino idrologico del territorio nazionale sono in linea con il trend europeo evidenziando un aumento delle portate di giugno di circa il 40% e una riduzione dei deflussi nel mese di agosto e settembre di oltre il 60% (Huss e Hock, 2018).

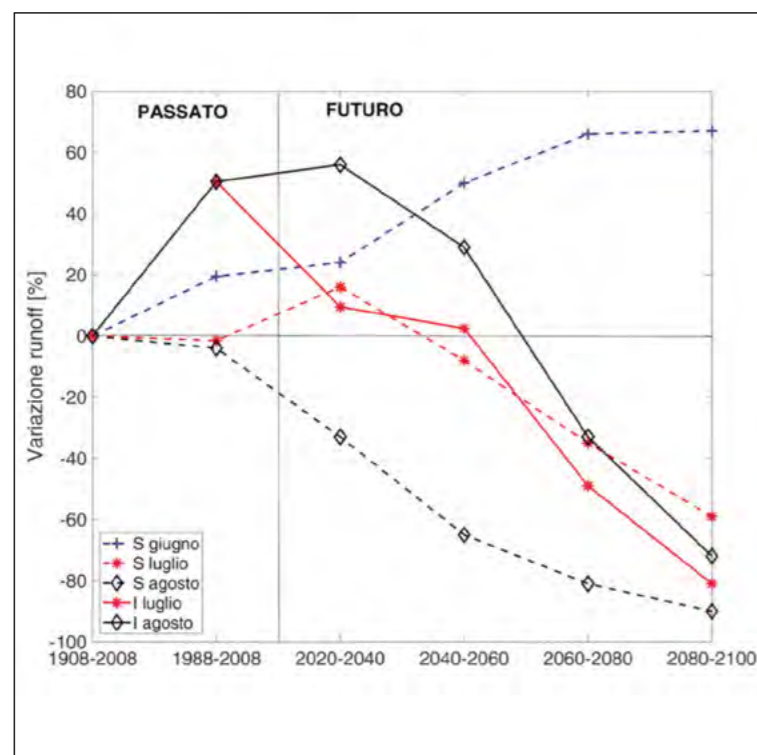


Figura 5.9 Serie temporale della variazione relativa delle componenti della fusione glaciale (linee continue, fusione di ghiaccio di ghiacciaio; linee tratteggiate, fusione della neve stagionale) nel periodo 1988-2008 e in quattro scenari futuri rispetto alla media del periodo 1908-2008 (figura modificata da Huss, 2011).

Permafrost

Il campo dell'idrologia del permafrost è in rapido progresso per quanto riguarda le osservazioni su più scale, la caratterizzazione del sottosuolo, la modellazione e l'integrazione con altre discipline. Con il ritiro dei ghiacciai montani, si va spostando la dinamica predominante della criosfera montana da glaciale a periglaciale, con implicazioni sulle risorse idriche montane. Il cambiamento della dinamica a predominanza periglaciale a scapito di quella glaciale influisce sull'idrologia montana a ragione delle grandi differenze nella velocità di risposta di questi due ambienti ai cambiamenti atmosferici, che si sovrappongono ai cambiamenti previsti nella copertura nevosa e nell'andamento delle precipitazioni. Il ghiaccio di superficie risponde molto più velocemente ai cambiamenti climatici rispetto al ghiaccio al suolo, che è isolato dall'atmosfera dallo strato attivo e spesso dalla neve. Poiché il trasferimento di calore al sottosuolo è

attenuato in base alle proprietà fisiche del terreno, gli aumenti dei flussi di calore sono ritardati e smorzati rispetto agli effetti sui ghiacciai, con il risultato che i tassi di fusione del permafrost dovuti al riscaldamento climatico sono ritardati e smorzati rispetto a quelli del ghiaccio di superficie. Mentre i tassi di fusione del ghiaccio superficiale rimarrebbero relativamente costanti se i tassi di riscaldamento climatico non cambiassero, i tassi di fusione del ghiaccio presente nel permafrost potrebbero diminuire nel tempo in risposta all'ispessimento dei materiali non congelati sovrastanti (cioè all'approfondimento dello strato attivo), a condizione che il materiale non congelato non venga rimosso da processi di movimento di massa. L'importanza della copertura nevosa per il regime termico del limite superiore del permafrost deve essere attentamente considerata nell'interpretazione dei futuri modelli di inversione ter-

mica dei profili geotermici del permafrost. L'interpretazione delle serie termiche dei pozzi più profondi deve chiaramente tenere conto dei potenziali effetti del cambiamento della copertura nevosa oltre che delle temperature atmosferiche.

La degradazione del permafrost ha portato a un aumento della capacità di stoccaggio delle acque sotterranee e allo scaricamento verso i deflussi superficiali, migliorando la connettività idraulica e la riattivazione dei sistemi di flusso delle acque sotterranee. Questo processo può modificare i picchi di flusso stagionali, appiattire gli idrogrammi annuali e prolungare i percorsi di flusso (Jin et al., 2022). È stato documentato come l'aumento delle temperature abbia portato a cambiamenti significativi nelle condizioni idrologiche, modifiche nell'umidità del suolo, nella connettività delle acque interne, nella stagionalità del flusso fluviale e nella suddivisione dell'acqua stoccata sopra e sotto il suolo. La comprensione di questi cambiamenti è fondamentale per prevedere le conseguenze interrelate del cambiamento climatico (Walvoord e Kurylyk, 2016). Le attuali dinamiche ambientali stanno impattando i processi geomorfologici legati alla stabilità del suolo nelle regioni montane. I segni più evidenti di questa evoluzione includono un aumento significativo delle tempera-

ture superficiali dei massicci rocciosi, un'accelerazione dello spostamento superficiale delle masse rocciose e movimenti improvvisi delle masse su terreni pendenti. Esistono connessioni tra la fusione del permafrost e l'incremento del trasporto solido nei fiumi montani alpini. Questo fenomeno si verifica perché il permafrost agisce come una barriera che stabilizza il terreno. Quando si scioglie, questa stabilità si riduce, portando a un aumento dell'erosione e del rilascio di sedimenti nei fiumi. Il legame tra la fusione del permafrost e l'aumento del trasporto solido nei fiumi montani, anche se le documentazioni specifiche per le regioni alpine sono meno dirette rispetto ad altre aree, resta certamente un tema di interesse nello studio del bilancio idrico in ambiente montano. I processi di congelamento e disgelo impattano significativamente il movimento dell'acqua nel suolo, influenzando la quantità e il tipo di materiale che può essere trasportato nei corsi d'acqua durante il disgelo. I cambiamenti nei regimi idrologici e le alterazioni della chimica delle acque possono anche essere evidenti, con un aumento della torbidità e dei solidi trasportati. Le ricerche citate indicano che la fusione del permafrost influisce notevolmente sulla gestione delle risorse idriche, sugli ecosistemi naturali e sulle infrastrutture nelle zone montane.

Neve stagionale

Strumenti per la stima del contenuto in acqua

Il recupero e l'analisi delle serie storiche di SWE disponibili per l'arco alpino sono attività attualmente in corso e gli studi sulla variabilità e le tendenze sono rari e molto recenti (Marty et al., 2023). Questo ha reso necessario sviluppare strumenti modellistici per la stima del contenuto in acqua (Colombo et al., 2022; Winkler et al., 2021). È stata sviluppata un'ampia gamma di modelli di neve, con diversi gradi di complessità, per applicazioni idrologiche, previsione del rischio valanghe e per studi climatici. Il grado di complessità dei modelli di neve dipende dallo scopo specifico per il quale sono stati sviluppati (Magnusson et al., 2015). Modelli nivologici semplici, regressivi o basati su indici di temperatura, vengono utilizzati in applicazioni finalizzate alla stima dell'altezza della neve o dello SWE. Modelli fisici basati sul bilancio energetico ma comunque relativamente semplici, sono spesso utilizzati nelle catene modellistiche, ad esempio nei modelli numerici di previsione meteorologica e nei modelli climatici, per limitare i costi computazionali. Modelli di neve complessi a multistrato, vengono utilizzati invece per ricostruire la struttura verticale del manto nevoso con un elevato livello di dettaglio e accuratezza per le applicazioni di pericolo valanghe (Terzago et al., 2020).

I modelli stocastici che utilizzano delle regressioni empiriche dipendono sostanzialmente dalla sola altezza della neve. Questi modelli, seppur in grado di modellare adeguatamente alcune caratteristiche dello SWE (ad esempio media, picco e SWE stagionale), non sono adatti per il calcolo dello SWE giornaliero (Winkler et al., 2021). All'altro estremo della scala di complessità, i modelli fisicamente basati complessi richiedono la conoscenza dello stato dell'atmosfera e del suolo in modo molto dettagliato in termini di temperatura, precipitazione totale, radiazione solare, umidità relativa, velocità del vento, temperatura del suolo, e la loro applicazione è limitata dalla qualità e quantità dei dati a disposizione che sappiamo essere molto scarsa in zone montuose (Egli et al., 2009). Esistono poi approcci, come ad esempio ERA5L (Muñoz-Sabater et al., 2021), che combinano modelli di previsione fisicamente basati relativamente semplici e i sistemi di assimilazione dei dati, e che permettono la rianalisi delle osservazioni storiche, creando set di dati globali che descrivono la storia recente dell'atmosfera, della superficie terrestre e degli oceani, arrivando persino alla variabilità del manto nevoso in termini di SWE.

Modelli regressivi. In generale, le regressioni empiriche sono fondamentali per convertire i dati relativi all'altezza del-

la neve in contenuto equivalente di acqua (McCreight e Small, 2014). A questo proposito, Avanzi et al. (2015) hanno proposto diversi metodi di regressione empirica a scala regionale per la caratterizzazione dello SWE e della variabilità associata. Tali modelli vanno da una semplice regressione lineare della densità media dello snow pack (ρ) basata sulla sola altezza della neve del tipo:

$$\text{Eq. 5.6 } \rho = a * HS + b \text{ (Jonas et al., 2009)}$$

a regressioni che considerano quota (z), pendenza (s) e giorno dell'anno (doy) del tipo:

$$\text{Eq. 5.7 } \rho = a * z + b * doy + c * s + d \text{ (Bavera e De Michele, 2009)}$$

Guyennon et al. (2019) analizzando un ampio dataset (più di 6000 osservazioni di altezza neve e densità distribuite nelle Alpi Italiane) hanno osservato che il 70% della varianza totale del SWE è spiegata dalla sola varianza dell'altezza della neve. Per quanto riguarda invece le caratteristiche di densità del manto nevoso ricordiamo lo studio di Valt e Moro (2009) per le Alpi orientali italiane, mentre Bocchiola e Rosso (2007) hanno proposto un modello spaziale giornaliero dello SWE per le Alpi centrali. Jonas et al. (2009), avvalendosi di un ampio database raccolto nelle Alpi svizzere, hanno sviluppato una parametrizzazione della densità a partire dall'altezza della neve. Sturm et al. (2010), con dati raccolti negli Stati Uniti, Canada e Svizzera, hanno proposto un modello in grado di prevedere la densità apparente basata sulle misurazioni dell'altezza della neve, considerando alcuni parametri dipendenti dalle specifiche condizioni climatiche regionali. Pistocchi (2016) ha confrontato i risultati del lavoro di Jonas et al. (2009) e Sturm et al. (2010) a scala di bacino (bacino idrografico dell'Alto Adige, Italia) e propone il giorno dell'anno come *proxy* per la densità apparente, metrica poi estesa da

Guyennon et al. (2019) a scala di arco alpino. Diversamente, molto poco è stato fatto sulla densità della neve fresca, anche se essa è una variabile importante nei modelli idrologici (Fassnacht e Soulis, 2002) che influenza sia la densità iniziale di un manto nevoso sia la sua evoluzione temporale (Dawson et al., 2017). Le metodologie attualmente adottate per stimare la densità della neve fresca si basano sull'utilizzo di regressioni empiriche o sull'assunzione di una densità costante. Valt et al. (2018) hanno proposto una regressione basata sulla temperatura utilizzando più di 12 000 osservazioni distribuite nelle Alpi italiane.

Modelli semi-empirici. McCreight e Small (2014) hanno proposto un modello separando le covarianze su scala a breve e lungo termine tra altezza e densità della neve, che può essere applicato con incrementi giornalieri quando le misurazioni della densità sono disponibili per la calibrazione entro distanze di decine di chilometri dal punto di stima. Più recentemente, Winkler et al. (2021) hanno proposto un modello semi-empirico multistrato per simulare lo SWE e la densità a scala giornaliera partendo da una serie temporale continua di altezza della neve. Questo approccio è stato applicato nelle Alpi italiane anche da Colombo et al. (2022, 2023).

Modelli fisicamente basati. I modelli fisicamente basati considerano gli scambi di flussi di energia e massa sulla superficie e all'interno del manto nevoso, permettendo di comprendere in modo approfondito i vari processi che occorrono nella neve. Questi modelli presentano diversi gradi di complessità nella rappresentazione dei processi fisici, ad esempio basandosi su approcci a singolo strato (Strasser e Marke, 2010) fino a modelli più sofisticati multistrato (Vionnet et al., 2012), in grado di simulare l'evoluzione della microstruttura della neve e la stratificazione delle proprietà fisiche della neve. Nelle Alpi euro-

pee uno dei modelli maggiormente utilizzati è SNOWPACK, sviluppato dall'Istituto federale svizzero per lo studio della neve e delle valanghe. SNOWPACK è un modello numerico unidimensionale che simula l'evoluzione temporale della struttura del manto nevoso. Il modello risolve le equazioni unidimensionali che descrivono il trasferimento di calore, il trasporto dell'acqua, la diffusione del vapore e la deformazione meccanica del manto nevoso (Bartelt e Lehning, 2002).

Indici standardizzati. Recentemente sono stati proposti indici standardizzati di SWE (Huning e AghaKouchak 2020; Colombo et al., 2022), che possono essere utili alla gestione delle risorse similmente ad altri indici (ad esempio, Mariani et al., 2018), ma anche alla previsione di siccità idrologica a breve periodo, come proposto in Wang et al. (2024). Questi indici si basano sulla distribuzione normale inversa della distribuzione di probabilità dello SWE stimata via distribuzione lognormale, gamma o sperimentale.

Strumenti per la stima della distribuzione spaziale e/o dell'evoluzione temporale

Modelli climatici regionali (RCM). L'attuale risoluzione spaziale dei modelli climatici regionali (RCM), dell'ordine di 10 km, è troppo grossolana per ottenere informazioni accurate sulle precipitazioni nevose in area alpina (Lynn, 2020). Interessanti prospettive sono offerte dai recenti esperimenti di *downscaling* dinamico con modelli regionali che risolvono i processi di convezione, e che possono raggiungere risoluzioni spaziali di pochi km (ad esempio CORDEX Flagship Pilot Studies - Coordinated Regional Downscaling Experiments Coppola et al., 2020; Soares et al., 2022). Un approccio alternativo si basa sull'utilizzo di tecniche di *downsca-*

ling statistico e/o stocastico applicate delle variabili atmosferiche (temperatura, precipitazione) per raggiungere risoluzioni dell'ordine del km. Le variabili ad alta risoluzione così ottenute vengono poi utilizzate per forzare modelli di neve per simulare le dinamiche dell'innevamento a scala fine (Terzago et al., 2023).

Modelli radiativi della copertura nevosa (RTM). Negli ultimi decenni sono stati sviluppati molti approcci teorici e modellistici per il trasferimento radiativo della neve e i calcoli dell'albedo, con molti importanti progressi scientifici su questo argomento. Esistono diverse teorie e modelli ampiamente utilizzati per i problemi di trasferimento radiativo della neve, dove sono diversi i parametri microfisici considerati per stimare il trasferimento radiativo. Le soluzioni proposte (Flanner et al., 2021; Libois et al., 2013) sono fondamentali per le parametrizzazioni dell'albedo della neve e di uso comune per l'applicazione nei modelli climatici e meteorologici.

Strumenti integrati. L'assimilazione dei dati è una pratica solo recentemente integrata negli schemi di modellazione della superficie terrestre (Liu et al., 2012), ma ha già dimostrato di essere molto efficace in questa era caratterizzata da abbondanti dati ottenuti da remoto (Fiddes et al., 2019). L'assimilazione dei dati basata su ensemble è stata applicata con successo per migliorare le stime del manto nevoso a varie scale spaziali (Aalstad et al., 2018; Griessinger et al., 2016; Magnusson et al., 2017; Margulis et al., 2019). Questo aspetto è fondamentale, soprattutto in un contesto come quello montano, in quanto la stima della distribuzione spaziale dello SWE in orografie complesse è attualmente una delle criticità principali dell'idrologia della neve (Dozier et al., 2016).

A scala globale sono di particolare interesse la suite ERA di Copernicus,

il NASA Global Land Data Assimilation System, il Climate Forecast System Reanalysis o la reanalysis giapponese JRA55. A scala europea esistono vari prodotti, come per esempio la suite HSAF o il prodotto Copernicus sis-tourism-snow-indicators. Il Global Cryosphere Watch propone un inventario di questi prodotti, inclusi i prodotti derivati da satelliti come, per esempio, il MODIS Snow

Products, la NASA Airborne Snow Observatory (ASO) o il JAXA AMSR2 Snow Products (<https://globalcryospherewatch.org/data-portal-overview/>). Di particolare interesse per l'Italia sono il prodotto IT-SNOW (Avanzi et al. 2023) e la Meteorological Reanalysis Italian Dataset (MERIDA) (Bonanno et al., 2019) della quale sono forniti maggiori dettagli nel Capitolo 5.

Ghiacciai

La modellazione distribuita del bilancio di massa glaciale risulta uno strumento imprescindibile per migliorare la stima dei processi idrologici e predire l'evoluzione, in massa e superficie, degli ambienti glaciali in risposta alla forzante climatica. Il limite principale dei modelli, soprattutto quelli che lavorano su scale spaziali vaste (sinottiche) è rappresentato dalla disponibilità di variabili meteorologiche che siano rappresentative delle condizioni climatiche dei bacini in questione e in grado di cogliere i principali processi di accumulo e ablazione. Un modello affidabile dovrebbe essere in grado di simulare i processi partendo da dati in input molto ridotti quali: a) la temperatura dell'aria, b) le precipitazioni e c) un DTM con le relative *feature* glaciali associate. Il monitoraggio del territorio assume quindi un ruolo predominante per garantire la miglior qualità dei dati di input. In letteratura esistono diversi approcci modellistici che si differenziano per la complessità dei dati di input. Tuttavia, affinché un modello restituisca risultati attendibili supportati da un rigoroso processo di calibrazione e validazione, deve essere in grado di cogliere le principali componenti dei processi di accumulo e fusione. Per l'accumulo si intendono i gradienti orizzontali e verticali delle precipitazioni e la redistribuzione eolica e valanghiva della neve. Per l'ablazione: i)

ii) i gradienti termici verticali, iii) l'effetto di raffreddamento dei ghiacciai, iv) l'albedo, v) la copertura nuvolosa, vi) la variazione dell'importanza relativa delle componenti del bilancio energetico a diverse quote (Carturan, 2010).

Insieme al monitoraggio, la scala d'indagine ha un ruolo chiave nella modellazione. Risulta necessario, infatti, fissare preliminarmente gli obiettivi della modellazione e identificare sia il contesto spaziale che temporale. Una modellazione locale, che si ponga l'obiettivo di indagare i deflussi su piccoli bacini idrografici (area <10 km²) con tempi di risposta molto rapidi, necessita di un'elevata frequenza di osservazioni meteorologiche *in situ* (dati orari), una topografia superficiale di dettaglio (DTM con risoluzione spaziale <= 5 m), nonché una dettagliata mappatura dei corpi glaciali in questione. D'altra parte, per una modellazione su scala più vasta (> 2000 km²) in grado di cogliere processi pluriennali, sono sufficienti input meteorologici a scansione temporale minore (dati giornalieri), DTM a minor risoluzione spaziale (> 20 m) e conseguenti *feature* morfologiche di minor dettaglio. Attualmente, grazie anche al rapido sviluppo di tecniche di *remote sensing* satellitare, è possibile avere accesso gratuitamente a una moltitudine di dati meteorologici e

topografici per modellazioni glacio-idrologiche a scale spaziali differenti (Tab. 5.2). Un ruolo chiave nella modellazione è identificato dai cataloghi (o catasti) nazionali e internazionali sulle *features* (e relative variazioni) dei corpi glaciali (Tab. 5.2).

Modelli fisici. I modelli più rigorosi sono quelli a base fisica. La loro principale qualità risiede nella precisione nel calcolo dei bilanci energetici e di massa. Questi sono in grado di calcolare l'accumulo e l'ablazione considerando tutti i processi di scambio di massa ed energia tra atmosfera e superficie. Tuttavia, la loro applicabilità è limitata nel tempo e nello spazio poiché necessitano della misura *in situ* di tutti i parametri del bilancio energetico. Per questo motivo, il loro utilizzo è limitato alla modellazione di dettaglio su aree circoscritte (ad esempio, piccoli bacini di testata con area < 10km²) che siano dotate di un'ottima costellazione sensoristica (Bloschl, 1999).

Modelli concettuali. Diametralmente opposti sono i modelli di tipo concettuale, molto semplici da applicare e calibrare, che utilizzano un numero limitato di variabili meteorologiche, prima fra tutte la temperatura dell'aria, non come input diretto ma piuttosto come indice dei processi che guidano l'accumulo e l'ablazione. Il metodo grado-giorno proposto Bergström nel 1986 è il modello concettuale più largamente diffuso. Questo utilizza solamente la temperatura dell'aria come indice dei processi di fusione. Tuttavia, questi modelli non sono in grado di cogliere in maniera sufficiente le componenti principali che regolano i processi in ambito glaciale, prima fra tutti la componente radiativa, tutt'altro che trascurabile sulle superfici nivo-glaciali (Hock, 2005).

Modelli minimali. Digni di nota sono i modelli glaciologici minimali come il Minimal Glacier Model introdotto per primo

da Oerlemans et al. (2011). Questo modello matematico semplificato consente una descrizione di primo ordine della relazione tra il cambiamento climatico e le dinamiche di variazioni di lunghezza e bilanci di massa superficiale dei ghiacciai. I modelli minimi presuppongono una geometria glaciale semplificata. L'evoluzione temporale della lunghezza del ghiacciaio viene calcolata da un'equazione di continuità per l'intero ghiacciaio, tipicamente utilizzando una relazione istantanea tra la lunghezza e la profondità dello stesso. Pertanto, non sono in grado di descrivere la propagazione di onde cinematiche o variazioni di profondità lungo il ghiacciaio. Nello specifico, assumendo una relazione empirica nello stesso anno tra il bilancio di massa e le variabili climatiche come la temperatura del periodo di ablazione (giugno-settembre) e le precipitazioni del periodo di accumulo (ottobre-maggio), il Minimal Glacier Model consente di stimare i valori di bilancio di massa e l'evoluzione temporale del fronte glaciale anche per il futuro forzando il modello con proiezioni future sotto diversi scenari emissivi o previsioni stagionali (Sánchez-García et al., 2022). Poiché questi modelli includono solo pochi parametri, sono particolarmente utili per lo studio dell'interazione tra i ghiacciai e il clima quando sono disponibili informazioni limitate sulle caratteristiche del ghiacciaio (Peano et al., 2016).

Modelli a indice morfo-energetico. In una posizione intermedia tra i modelli fisici e i modelli concettuali e minimali si localizzano i modelli a indice morfo-energetico che sono in grado di colmare le lacune sulla capacità di simulare la variabilità spaziale e temporale dei processi di accumulo e necessitando, al contempo, di pochi dati di input. Un esempio di modello a indice morfo-energetico è rappresentato da EISModel (Carturan et al., 2019; de Blasi, 2018). Questo modello simula i processi

di accumulo e fusione a intervalli orari e richiede come input solo un DTM del bacino idrografico e dati di precipitazione e temperatura dell'aria da almeno una stazione meteorologica. Il modello implementa alcuni algoritmi che sono in grado di cogliere la variabilità spaziale e temporale dei processi nivo-glaciali anche su bacini di elevate dimensioni (> 1000 km²). Si riportano qui sinteticamente alcuni punti di forza del modello: i) utilizzo di un gradiente verticale di temperatura non lineare con la quota, ii) utilizzo di gradiente percentuale di precipitazione che tiene in considerazione sia la variabilità verticale che orizzontale, iii) divi-

sione percentuale della frazione liquida e solida della precipitazione all'interno di un range di temperatura, iv) la transizione da neve a ghiacciaio di ghiacciaio per gli strati di neve che non vengono interessati da fusione in stagioni successive. Seppur il modello abbia confermato la sua riproducibilità in contesti spaziali e temporali differenti (Carturan et al., 2019), ha il limite di non considerare gli effetti della copertura detritica sui ghiacciai e gli effetti della fluidodinamica, in particolar modo il trasferimento verso valle delle masse dovute al proprio peso nonché le velocità differenziali e le deformazioni interne.

Permafrost

La comprensione del comportamento del permafrost è essenziale per la modellazione accurata del bilancio idrologico nelle regioni alpine. Le osservazioni dei cambiamenti idrologici sono state collegate empiricamente alla fusione del permafrost, ma l'applicazione di modelli basati sui processi, necessari per sostenere e migliorare la trasferibilità dei collegamenti empirici, è stata spesso limitata a rappresentazioni generalizzate. Modelli idrologici che includono la dinamica del permafrost possono fornire stime più precise del deflusso, sia in termini di quantità sia di tempistica, influenzando la gestione delle risorse idriche, la previsione di alluvioni e la valutazione degli impatti del cambiamento climatico sui delicati ecosistemi montani e vallivi. Sono stati sviluppati molti modelli per prevedere la variazione spaziale della risposta termica del permafrost al cambiamento delle condizioni climatiche a diverse scale, tra cui modelli concettuali, empirici e basati sui processi fisici (Riseborough et al., 2008).

È possibile prevedere dove si trova il permafrost utilizzando modelli basati

sull'osservazione diretta di forme del terreno legate al permafrost, come i *rock glaciers*, e considerando vari fattori climatici che influenzano la sua formazione, quali la temperatura dell'aria, la copertura nevosa e l'esposizione alla luce solare.

Nell'ambito delle attività del progetto INTERREG IV B - permanent Alpine Space (<https://www.permanet-alpinespace.eu/home.html>), con l'obiettivo di realizzare una mappa della distribuzione del permafrost alpino e implementare una rete di monitoraggio dedicata allo studio delle variazioni del permafrost in relazione ai cambiamenti climatici, è stato sviluppato un plug-in per QGIS per la valutazione della distribuzione potenziale del permafrost che implementa il modello fisico PERMACLIM (Guglielmin et al., 2003).

ALPINE3D è invece un modello per la simulazione ad alta risoluzione dei processi superficiali alpini, in particolare di quelli nevosi, che risultano cruciali nello sviluppo del regime di permafrost. Il modello può essere guidato da misure provenienti da stazioni meteorologiche automatiche o da output di modelli meteorologici. Come

alternativa di pre-elaborazione, è possibile creare campi meteorologici specifici ad alta risoluzione eseguendo un modello meteorologico. Viene utilizzato per lo sviluppo del permafrost attraverso l'elaborazione di mappe potenziali di distribuzione in base a scenari di cambiamento climatico (Lehning et al., 2006)

Con simili obiettivi, il modello CryoGrid Community (Westermann et al., 2023) è un toolbox flessibile per la simulazione del regime termico del suolo e del bilancio ghiaccio-acqua per il permafrost e i ghiacciai, che estende una suite consolidata di modelli di permafrost (CryoGrid 1, 2 e 3). Il modello CryoGrid Community è in grado di adattarsi a un'ampia varietà di scenari applicativi, grazie a strutture completamente modulari attraverso la programmazione orientata a oggetti. Le diverse componenti del modello, caratterizzate da rappresentazioni e parametrizzazioni dei processi, sono realizzate come classi (cioè oggetti) in CryoGrid. I protocolli di comunicazione standardizzati tra queste classi garantiscono la possibilità di impilarle verticalmente. Ad esempio, il modello presenta diverse classi a diversa complessità per la copertura nevosa stagionale, che possono essere combinate in modo flessibile con una serie di classi che rappresentano le tipologie di substrato, ognuna con la propria serie di rappresentazioni dei processi

(ad esempio, suolo con e senza bilancio idrico, in presenza di ghiacciaio). Versioni precedenti del modello Cryogrid sono state applicate in ambito alpino, nel contesto in cui le pareti rocciose periglaciali sono interessate da un aumento dell'attività di caduta massi attribuito alla degradazione del permafrost, rendendo urgente lo studio del disgelo stagionale nelle pareti rocciose in regime di permafrost (Legay et al. 2021; Magnin et al., 2017).

Infine, la nuova serie di dati Global Terrestrial Network for Permafrost GTN-P (<https://gtnp.arcticportal.org/>) ha facilitato la valutazione delle tendenze delle temperature del permafrost e può contribuire a migliorare la rappresentazione delle dinamiche del permafrost nei modelli climatici e a ridurre l'incertezza nella previsione delle condizioni future.

Le difficoltà nell'analizzare il permafrost derivano principalmente da una non completa conoscenza delle sue caratteristiche idrogeologiche e di quelle delle aree periglaciali, dalla scarsità di dati storici, e dalla necessità di semplificare i modelli per ridurre i requisiti di calcolo delle simulazioni crio-idrogeologiche. Inoltre, la grande variabilità nel sottosuolo dei paesaggi di permafrost e le differenze nei modelli e nelle velocità di disgelo rendono complicato applicare i risultati ottenuti in un'area specifica a contesti differenti.

Le domande di ricerca

In ottica di gestione della risorsa idrica, risulta necessaria una solida base di conoscenze e strumenti per un'efficace gestione delle incipienti situazioni di rischio per il territorio e la società. Ad oggi, la conoscenza quantitativa delle componenti della criosfera italiana risulta molto poco omogenea sia in termini di risoluzione delle informazioni sia di distribuzione sul territorio. La causa prin-

cipale è legata alla mancanza, a livello nazionale, di omogeneità dei programmi di ricerca e monitoraggio della criosfera in senso lato. Questi ultimi sono fondamentali per la gestione sia della risorsa acqua sia delle criticità dovute alle trasformazioni dei sistemi morfo-dinamici nivoli-glaciali e periglaciali conseguenti al riscaldamento globale in atto.

Neve stagionale

La siccità della neve (*snow drought*) rimane un argomento in gran parte inesplorato rispetto ad altri tipi di siccità seppur nelle Alpi italiane l'anomalia di SWE di marzo 2022 abbia raggiunto il valore più basso dell'ultimo secolo contribuendo a causare durante l'estate del 2022, la peggiore siccità idrologica mai registrata per i fiumi Po e Adige (Colombo et al., 2023, Montanari et al., 2023). In futuro, nelle Alpi, sono previste diminuzioni di neve in relazione al previsto aumento della temperatura dell'aria che potrebbero avere ulteriori implicazioni sulla disponibilità di acqua, soprattutto durante la stagione estiva. In questo contesto sono state individuate le seguenti domande di ricerca alle quali rispondere per aumentare il livello delle conoscenze sulla disponibilità futura di risorsa idrica, sulla sua variabilità nello spazio e nel tempo e sui possibili impatti di tale variabilità sugli ecosistemi e in termini di sicurezza dell'approvvigionamento idrico.

Nel contesto attuale di riscaldamento globale, in relazione alla disponibilità futura della risorsa, si mette in evidenza la necessità di: sviluppare modelli previsionali relativi sia al quantitativo di precipitazione (aumento/diminuzione) sia al probabile cambiamento di fase (solida/liquida); comprendere il possibile impatto delle ondate di calore sulla dinamica stagionale della copertura nevosa; valutare in che misura la *snow drought* influisce sulle riserve di acque sotterranee, specie nelle zone pedemontane, oltre ai deficit di deflusso; comprendere il contributo dell'innevamento artificiale nella gestione della risorsa idrica.

Particolare attenzione dovrà essere data alla comprensione del ruolo della neve (*ecosystem service*): per gli ecosistemi montani e di pianura; per l'approvvigionamento idrico nelle diverse sezioni a valle (interazione neve/infiltrazione/falda); nella protezione dei suoli dalla *soil degradation*; nella protezione dei corpi glaciali dalla fusione.

Come visto in precedenza, la determinazione del contributo nivo-glaciale ai deflussi e la capacità di tamponare le sempre più frequenti situazioni di siccità idrologica assumono un ruolo chiave nella definizione del bilancio idrologico e nella gestione della risorsa idrica attraverso una robusta stima del bilancio idrico alle diverse scale spaziali e temporali di interesse.

A oggi, a scala nazionale manca una mappatura completa, aggiornata, ad alta risoluzione spaziale ed elevata frequenza di osservazione delle estensioni e dei volumi glaciali, nonché dei tassi di variazione lineare/areale/volumetrica (dato fondamentale per la modellazione numerica e la definizione di scenari), e del tasso di riduzione progressiva della neve stagionale e del firn durante la stagione estiva. Questo è un aspetto critico che condiziona l'applicabilità dei modelli glacio-idrologici e quindi la quantificazione del contributo glaciale ai deflussi.

Un secondo deficit a scala nazionale è l'identificazione distribuita del *peak water*, e della relativa curva discendente, per i bacini idrografici di interesse regionale e nazionale. A oggi, infatti, è possibile reperire informazioni a riguardo solo per il bacino del Po. L'estensione della modellazio-

ne anche a sottobacini di ordine inferiore può aiutare gli amministratori territoriali a gestire meglio la disponibilità idrica.

Alla luce di quanto esposto, si individuano i seguenti ambiti di ricerca sui quali la comunità scientifica è attualmente impegnata al fine di meglio definire il bilancio idrico influenzato dagli ambienti glaciali:

- **aggiornamento dei catasti glaciologici** tramite la quantificazione automatica e semiautomatica, su base stagionale/annua, delle variazioni delle grandezze specifiche dei ghiacciai (estensioni e volumi) ricorrendo anche a tecniche d'avanguardia scientifica e tecnologica come l'intelligenza artificiale applicata a immagini da *remote sensing* (satellitare, terrestre, droni UAV);

- **sviluppo di modelli glacio-idrologici multiscala** aventi le seguenti caratteristiche: a) capacità di cogliere al meglio i processi di accumulo e fusione utilizzando poche variabili in input, b) capacità di identificare la variazione futura del contributo glaciale ai deflussi (attraverso l'identificazione del "*peak water*") in funzione di diversi scenari climatici, e, non da ultimo, c) praticità di utilizzo ed elevata fruibilità da parte degli enti territoriali.

Alla luce delle possibili ripercussioni sulla valutazione e la gestione dei rischi naturali, nonché sulla gestione delle risorse idriche è cruciale valutare gli attuali e futuri cambiamenti nei processi geomorfologici e geochimici legati alle variazioni climatiche in area montana. Domande fondamentali sulla capacità del permafrost nel tamponare la scarsità di precipitazioni guidano la ricerca futura, richiedendo un approccio multidisciplinare che incorpori dati provenienti da osservazioni e modelli climatici avanzati. Per migliorare la definizione del bilancio idrologico nel contesto del permafrost alpino, sono necessari diversi approfondimenti e sviluppi nei seguenti ambiti:

- **raccolta e analisi di dati locali e regionali:** una delle principali sfide nella modellazione del bilancio idrologico è la mancanza di dati dettagliati sulla distribuzione e lo stato del permafrost. È essenziale intensificare la raccolta di dati sul campo relativi alla profondità del permafrost, alle temperature e alle caratteristiche idrogeologiche delle aree montane;

- **sviluppo di modelli climatici e geomorfologici avanzati:** i modelli attuali spesso non integrano in maniera sufficientemente accurata i processi di congelamento e disgelo del suolo. Sviluppare modelli che includano dinamiche dettagliate del permafrost e le sue interazioni con il ciclo idrologico, considerando scenari di riscaldamento globale futuri, è fondamentale;

- **integrazione di osservazioni multi-scalari:** l'uso combinato di dati provenienti da osservazioni satellitari, rilevazioni aeree e misurazioni sul campo può migliorare significativamente la comprensione della dinamica del permafrost. L'integrazione di queste diverse fonti di dati aiuta a superare le limitazioni dei singoli metodi di osservazione e fornisce una visione più completa e accurata;

- **approcci multidisciplinari:** la collaborazione tra geologi, climatologi, idrologi e biologi è cruciale per comprendere le complesse interazioni tra clima, permafrost e idrologia. Questa sinergia può portare a nuove scoperte e a un migliore inquadramento del problema.

- **monitoraggio continuo e a lungo termine:** è importante mantenere e possibilmente estendere i programmi di monitoraggio a lungo termine per tracciare le tendenze nel tempo e comprendere meglio le risposte del permafrost ai cambiamenti climatici.

La ricerca continua a essere fondamentale per aggiornare e affinare la nostra comprensione del permafrost in Italia. Studi recenti utilizzano metodologie avanzate come tomografie elettriche, georadar e analisi di temperature del suolo per mappare e monitorare queste aree sensibili ai cambiamenti climatici. Tuttavia, nonostante i progressi tecnologici, la natura altamente variabile del permafrost e il suo impatto sul paesaggio e sulle risorse idriche rendono questo un campo di ricerca aperto e di cruciale importanza per la scienza del clima e la gestione ambientale.

- Aalstad, K., Westermann, S., Schuler, T.V., Boike, J., Bertino, L., 2018. Ensemble-based assimilation of fractional snow-covered area satellite retrievals to estimate the snow distribution at Arctic sites. *The Cryosphere* 12(1), 247-270. <https://doi.org/10.5194/tc-12-247-2018>
- Annella, C., Budillon, G., Capozzi, V., 2023. On the role of local and large-scale atmospheric variability in snow cover duration: a case study of Montevergine Observatory (Southern Italy). *Environmental Research Communications* 5(3), 031005. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/acc3e3>
- Arenson, L.U., Harrington, J.S., Koenig, C.E.M., Wainstein, P.A., 2022. Mountain permafrost hydrology—a practical review following studies from the Andes. *Geosciences* 12, 48. <https://doi.org/10.3390/geosciences12020048>
- Avanzi, F., De Michele, C., Ghezzi, A., 2015. On the performances of empirical regressions for the estimation of bulk snow density. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* 38(2), 105-112. <https://doi.org/10.4461/GFDQ.2015.38.10>
- Avanzi, F., et al., 2023. IT-SNOW: a snow reanalysis for Italy blending modeling, in situ data, and satellite observations (2010–2021). *Earth Syst. Sci. Data* 15, 639-660. <https://doi.org/10.5194/essd-15-639-2023>
- Baroni, C., Bondesan, A., Carturan, L., Chiarle, M., Scotti, R., S., 2023. Campagna glaciologica annuale dei ghiacciai italiani (2022) *Annual glaciological survey of Italian glaciers* (2022). *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* 46, 19-36. <https://doi.org/10.4454/gfdq.v46.883>
- Barry, R., Gan, T.Y., 2011. The global cryosphere. Past, present and future. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511977947>
- Bartelt, P., Lehning, M., 2002. A physical SNOWPACK model for the Swiss avalanche warning: Part I: numerical model. *Cold Regions Science and Technology* 35(3), 123-145. [https://doi.org/10.1016/S0165-232X\(02\)00074-5](https://doi.org/10.1016/S0165-232X(02)00074-5)
- Bartholomaeus, T.C., Amundson, J.M., Walter, J.I., O'Neel, S., West, M.E., Larsen, C.F., 2015. Subglacial discharge at tidewater glaciers revealed by seismic tremor. *Geophys. Res. Lett.* 42, 6391-6398. <https://doi.org/10.1002/2015GL064590>
- Bavera, D., De Michele, C., 2009. Snow water equivalent estimation in the Mallero basin using snow gauge data and MODIS images and fieldwork validation. *Hydrological Processes: An International Journal* 23(14), 1961-1972. <https://doi.org/10.1002/hyp.7323>
- Biasuzzi, B., Gazzola, E., Gianessi, S., Valt, M., Stevanato, L., Morselli, L., Lorenzi, F., Lunardon, M., 2024. Snow Water Equivalent monitoring at the regional level by a Finapp Cosmic Rays Neutron Sensors network. EGU General Assembly 2024, Vienna, Austria, 14–19 Apr 2024, EGU24-7973. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-7973>
- Bergström, S., 1986. Recent developments in snowmelt-runoff simulation. In: Proceedings of the Symposium: Cold Regions Hydrology. University of Alaska-Fairbanks, Fairbanks, Alaska. American Water Resources Association, Bethesda Maryland, pp. 461-468.
- Berni, A., Giancanelli, E., 1966. La campagna dirilievi nivometrici effettuata dall'ENEL nel periodo febbraio – giugno 1966. *Energia Elettrica* (9), 533-542.
- Bigdeli, B., Amirkolaei, H.A., Pahlavani, P., 2018. DTM extraction under forest canopy using LiDAR data and a modified invasive weed optimization algorithm. *Remote Sensing of Environment* 216, 289-300. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.07.004>
- Blöschl, G., 1999. Scaling issues in snow hydrology. *Hydrological Processes* 13, 2149-2175. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199910\)13:14/15%3C2149::AID-HYP847%3E3.0.CO;2-8](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1099-1085(199910)13:14/15%3C2149::AID-HYP847%3E3.0.CO;2-8)
- Bocchiola, D., Rosso, R., 2007. The distribution of daily snow water equivalent in the central Italian Alps. *Adv. Water Resources* 30(1), 135-147. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.03.004>
- Bocchiola, D., Diolaiuti, G., 2010. Evidence of climate change within the Adamello Glacier of Italy. *Theoretical and Applied Climatology* 100, 351-369. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.03.004>
- Bonanno, R., Lacavalla, M., Sperati, S., 2019. A new high-resolution meteorological reanalysis Italian dataset: MERIDA. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 145(721), 1756-1779. <https://doi.org/10.1002/qj.3530>
- Bongio, M., Arslan, A.N., Tanis, C.M., De Michele, C., 2021. Snow depth time series retrieval by time-lapse photography: Finnish and Italian case studies. *The Cryosphere* 15(1), 369-387. <https://doi.org/10.5194/tc-15-369-2021>
- Bousbaa, M., Htitiou, A., Boudhar, A., Eljabiri, Y., Elyoussfi, H., Bouamri, H., Chehbouni, A., 2022. High-resolution monitoring of the snow cover on the Moroccan Atlas through the spatio-temporal fusion of Landsat and Sentinel-2 images. *Remote Sensing* 14(22), 5814. <https://doi.org/10.3390/rs14225814>
- Cagnati, A., Chiambretti, I., 2009. Documento metodologico sul monitoraggio meteo-nivologico - criteri per l'utilizzo degli strumenti di misura e metodi di osservazione dei parametri nivometeorologici. Convenzione tra la Presidenza del Consiglio dei Ministri - Dipartimento della Protezione Civile e l'Associazione Interregionale di Coordinamento per i Problemi Inerenti alla Neve e alle Valanghe (AINEVA).
- Capelli, A., Koch, F., Henkel, P., Lamm, M., Appel, F., Marty, C., Schweizer, J., 2022. GNSS signal-based snow water equivalent determination for different snowpack conditions along a steep elevation gradient. *The Cryosphere* 16(2), 505-531. <https://doi.org/10.5194/tc-16-505-2022>
- Capozzi, V., De Vivo, C., Budillon, G., 2022. Synoptic control over winter snowfall variability observed in a remote site of Apennine Mountains (Italy), 1884–2015. *The Cryosphere* 16(5), 1741-1763. <https://doi.org/10.5194/tc-16-1741-2022>
- Carrer, M., Dibona, R., Prendin, A.L., Brunetti, M., 2023. Recent waning snowpack in the Alps is unprecedented in the last six centuries. *Nat. Clim. Change*. 13 (2), 155-160. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01552-2>
- Carturan, L., 2016. Replacing monitored glaciers undergoing extinction: a new measurement series on La Mare Glacier (Ortles-Cevedale, Italy). *Journal of Glaciology*. <https://doi.org/10.1017/jog.2016.107>
- Carturan, L., 2010. Effetto delle variazioni climatiche sulla criosfera e sull'idrologia dei bacini d'alta quota. https://www.research.unipd.it/retrieve/e14fb26f-e2d7-3de1-e053-1705fe0ac030/Carturan_Effetto_delle_variazioni_climatiche_sulla_criosfera_e_sull%27idrologia_del_bacini_di_alta_quota.pdf
- Carturan, L., De Blasi, F., Cazorzi, F., Zoccatelli, D., Bonato, P., Borga, M., Fontana, G.D., 2019. Relevance and scale dependence of hydrological changes in glacierized catchments: Insights from historical data series in the Eastern Italian Alps. *Water* 11(1), 89. <https://doi.org/10.3390/w11010089>
- Chen, S., Wang, X., Guo, H., Xie, P., Wang, J., Hao, X., 2020. A conditional probability interpolation method based on a space-time cube for MODIS snow cover products gap filling. *Remote Sens.* 12, 3577. <https://doi.org/10.3390/rs12213577>
- CNR-CGI - Consiglio Nazionale delle Ricerche & Comitato Glaciologico Italiano, 1961a. Catasto dei Ghiacciai Italiani, Anno Geofisico Internazionale 1957-1958. Ghiacciai del Piemonte. Comitato Glaciologico Italiano, Torino, v. 2, 324 pp.
- CNR-CGI - Consiglio Nazionale delle Ricerche & Comitato Glaciologico Italiano, 1961b. Catasto dei ghiacciai Italiani, Anno Geofisico Internazionale 1957-1958. Ghiacciai della Lombardia e dell'Ortles-Cevedale. Comitato Glaciologico Italiano, Torino, v. 3, 389 pp.
- CNR-CGI - Consiglio Nazionale delle Ricerche & Comitato Glaciologico Italiano, 1962. Catasto dei Ghiacciai Italiani, Anno Geofisico internazionale 1957-1958. Ghiacciai delle Tre

Venezie (escluso Ortles-Cevedale) e dell'Appennino. Comitato Glaciologico Italiano, Torino, v. 4, 309 pp.

Colombo, N., Valt, M., Romano, E., Salerno, F., Godone, D., Cianfarra, P., Freppaz, M., Maugeri, M., Guyennon, N., 2022. Long-term trend of SWE in the Italian Alps. *J. Hydrol.* 614, 128532. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acdb88>

Colombo, N., Valt, M., Romano, E., Salerno, F., Godone, D., Cianfarra, P., Freppaz, M., Maugeri, M., Guyennon, N., 2023. Unprecedented snow-drought conditions in the Italian Alps during the early 2020s. *Environ. Res. Lett.* 18, 074014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acd00c>

Colucci, R.R., 2016. Geomorphic influence on small glacier response to post-Little Ice Age climate warming: Julian Alps, Europe. *Earth Surface Processes and Landforms* 41(9), 1227-1240. <https://doi.org/10.1002/esp.3908>

Compagno, L., Eggs, S., Huss, M., Zekolari, H., Farinotti, D., 2021. Brief communication: Do 1.0, 1.5, or 2.0°C matter for the future evolution of Alpine glaciers? *The Cryosphere* 15(6), 2593-2599. <https://doi.org/10.5194/tc-15-2593-2021>

Coppola, E., Sobolowski, S., Pichelli, E., Raffaele, F., Ahrens, B., Anders, I., Ban, N., Bastin, S., Belda, M., Belusic, D., Caldas-Alvarez, A., Cardoso, R. M., Davolio, S., Dobler, A., Fernandez, J., Fita, L., Fumiere, Q., Giorgi, F., Goergen, K., Güttler, I., Halenka, T., Heinzeller, D., Hodnebrog, Ø., Jacob, D., Kartsios, S., Katragkou, E., Kendon, E., Khodayar, S., Kunstmann, H., Knist, S., Lavín-Gullón, A., Lind, P., Lorenz, T., Maraun, D., Marelle, L., van Meijgaard, E., Milovac, J., Myhre, G., Panitz, H.-J., Piazza, M., Raffa, M., Raub, T., Rockel, B., Schär, C., Sieck, K., Soares, P. M. M., Somot, S., Srnec, L., Stocchi, P., Tölle, M. H., Truhetz, H., Vautard, R., de Vries, H., & Warrach-Sagi, K., 2020. A first-of-its-kind multi-model convection permitting ensemble for investigating convective phenomena over Europe and the Mediterranean. *Climate Dynamics*, 55(1-2), 3-34. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4521-8>

Coviello, V., Chiarle, M., Arattano, M., Pogliotti, P., di Cella, U. M., 2015. Monitoring rock wall temperatures and microseismic activity for slope stability investigation at JA Carrel hut, Matterhorn. In *Engineering Geology for Society and Territory-Volume 1: Climate Change and Engineering Geology* (pp. 305-309).

Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-09300-0_57

Crepaz, A., Baldo, M., Frigerio, S., Gabrieli, J., Galuppo, A., Magnabosco, L., Mantovani, M., Pasuto, A., 2011. Permafrost in Veneto Region: distribution, analysis and potential environmental effects- PERMANET Project-Alpine Space Programme. Regione del Veneto, pp 100.

Dawson, N., Broxton, P., Zeng, X., 2017. A new snow density parameterization for land data initialization. *Journal of Hydrometeorology* 18(1), 197-207. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-16-0166.1>

de Blasi, F., 2018. Scale dependence of hydrological effects from different climatic conditions on glacierized catchments. <https://hdl.handle.net/11577/3427154>

Dedieu, J.P., Carlson, B.Z., Bigot, S., Sirguey, P., Vionnet, V., Choler, P., 2016. On the importance of high-resolution time series of optical imagery for quantifying the effects of snow cover duration on alpine plant habitat. *Remote Sens.* 8(6), 481. <https://doi.org/10.3390/rs8060481>

De Gregorio, L., Callegari, M., Marin, C., Zebisch, M., Bruzzone, L., Demir, B., Notarnicola, C., 2019. A novel data fusion technique for snow cover retrieval. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 12(8), 2862-2877. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2019.2920676>

Dietz, A., Kuenzer, C., Gessner, U., Dech, S., 2011. Remote sensing of snow—a review of available methods. *International Journal of Remote Sensing* 33, 4094-4134. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.640964>

Di Franco, S., Salzano, R., Boldrini, E., Salvatori, R., 2022. Increasing the interoperability of snow/ice hyperspectral observations. *Computers & Geosciences* 162, 105076. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2022.105076>

Di Mauro, B., Garzonio, R., Rossini, M., Filippa, G., Pogliotti, P., Galvagno, M., Morra di Cella, U., Migliavacca, M., Baccolo, G., Clemenza, M., Delmonte, B., Maggi, V., Dumont, M., Tuzet, F., Lafaysse, M., Morin, S., Cremone, E., Colombo, R., 2019. Saharan dust events in the European Alps: role in snowmelt and geochemical characterization. *The Cryosphere* 13, 1147-1165. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113119>

Di Mauro, B., Fugazza, D., 2022. Pan-Alpine glacier phenology reveals lowering albedo and increase in ablation season length. *Remote Sens. Environ.* 279, 113119. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113119>

Di Mauro, B., Garzonio, R., Ravasio, C., Orlandi, V., Baccolo, G., Gilardoni, S., Remias, D., Leoni, B., Rossini, M., Colombo, R., 2024. Combined effect of algae and dust on snow spectral and broadband albedo. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer* 316, 108906. <https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2024.108906>

Dozier, J., 1989. Spectral signature of alpine snow cover from the Landsat Thematic Mapper. *Remote Sens. Environ.* 4257, 9-22. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90101-6](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90101-6)

Dozier, J., Bair, E.H., Davis, R.E., 2016. Estimating the spatial distribution of snow water equivalent in the world's mountains. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 3(3), 461-474. <https://doi.org/10.1002/wat2.1140>

Dumont, M., Arnaud, L., Picard, G., Libois, Q., Lejeune, Y., Nabat, P., Voisin, D., Morin, S., 2017. *In situ* continuous visible and near-infrared spectroscopy of an alpine snowpack. *The Cryosphere* 11, 1091-1110. <https://doi.org/10.5194/tc-11-1091-2017>

Egli, L., Jonas, T., Meister, R., 2009. Comparison of different automatic methods for estimating snow water equivalent. *Cold Reg. Sci. Technol.* 57(2-3), 107-115. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2009.02.004>

Elias, E., James, D., Heimel, S., Steele, C., Steltzer, H., Dott, C., 2021. Implications of observed changes in high mountain snow water storage, snowmelt timing and melt window. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 35, 100799. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100799>

Fassnacht, S.R., Soulis, E.D., 2002. Implications during transitional periods of improvements to the snow processes in the land surface scheme—Hydrological model WATCLASS. *Atmos.-Ocean* 40(4), 389-403. <https://doi.org/10.3137/ao.400404>

Fiddes, J., Aalstad, K., Westermann, S., 2019. Hyper-resolution ensemble-based snow reanalysis in mountain regions using clustering. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23(11), 4717-4736. <https://doi.org/10.5194/hess-23-4717-2019>

Flanner, M.G., Arnheim, J.B., Cook, J.M., Dang, C., He, C., Huang, X., Singh, D., Skiles, S.M., Whicker, C.A., Zender, C.S., 2021. SNICAR-ADV3: a community tool for modeling spectral snow albedo. *Geosci. Model Dev.* 14, 7673-7704. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-7673-2021>

Foehn, P.M., 1990. Schnee und Lawinen. In: *Schnee, Eis und Wasser in der Alpen in einer waermeren Atmosphaere*, Mitteil. VAW/ETH Zuerich, Nr. 108, S. 33-48.

Frei, P., et al., 2018. Future snowfall in the Alps: projections based on the EURO-CORDEX regional climate models. *The Cryosphere* 12, 1-24. <https://doi.org/10.5194/tc-12-1-2018>

Fugazza, D., Manara, V., Senese, A., Diolaiuti, G., Maugeri, M., 2021. Snow cover variability in the Greater Alpine Region in the MODIS era (2000-2019). *Remote Sens.* 13, 2945. <https://doi.org/10.3390/rs13152945>

Gandino, S., Menichetti, M., Godone, D., 2010. Meteomont Service's Meteo-Nivological Informative System: a Web-Gis Approach. In *Proceedings of Gi4DM 2010 Conference "Geomatics for Crisis Management"*. Torino, 2-4/02/2010.

Gascoin, S., Grizonnet, M., Bouchet, M., Salgues, G., Hagolle, O., 2019. Theia snow collection: high-resolution operational snow cover maps from Sentinel-2 and Landsat-8 data. *Earth Syst. Sci. Data* 11(2), 493-514. <https://doi.org/10.5194/essd-11-493-2019>

Giordan, D., Adam, M. S., Aicardi, I., Alicandro, M., Allasia, P., Baldo, M., De Bernardinis, P., Dominici, D., Godone, D., Hobbs, P., Lechner, V., Niedzielski, T., Piras, M., Rotilio, M., Salvini, R., Segor, V., Sotier, B., Troilo, F., 2020. The use of unmanned aerial vehicles (UAVs) for engineering geology applications. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* (ISSN: 1435-9537), <http://doi.org/10.1007/s10064-020-01766-2>

Gimbert, F., Nanni, U., Roux, P., Helmstetter, A., Garambois, S., Lecointre, A., Walpersdorf, A., Jourdain, B., Langlais, M., Laarman, O., et al., 2021. A multi-physics experiment with a temporary dense seismic array on the Argentière Glacier, French Alps: The RESOLVE project. *Seismol. Res. Lett.* 92(3), 1373-1385. <https://doi.org/10.1785/0220200280>

- Griessinger, N., Seibert, J., Magnusson, J., Jonas, T., 2016. Assessing the benefit of snow data assimilation for runoff modeling in Alpine catchments. *Hydrology and Earth System Sciences* 20(9), 3895-3905. <https://doi.org/10.5194/hess-20-3895-2016>
- Gugerli, R., Salzmann, N., Huss, M., Desilets, D., 2019. Continuous and autonomous snow water equivalent measurements by a cosmic ray sensor on an alpine glacier. *The Cryosphere* 13(12), 3413-3434. <https://doi.org/10.5194/tc-13-3413-2019>
- Gugerli, R., Desilets, D., Salzmann, N., 2022. Brief communication: Application of a muonic cosmic ray snow gauge to monitor the snow water equivalent on alpine glaciers. *The Cryosphere* 16(3), 799-806. <https://doi.org/10.5194/tc-16-799-2022>
- Guglielmin, M., Aldighieri, B., Testa, B., 2003. PERMACLIM: a model for the distribution of mountain permafrost, based on climatic observations. *Geomorphology* 51(4), 245-257. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00221-0](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00221-0)
- Guglielmin, M., 2006. Il permafrost nelle Alpi italiane e la stabilità dei versanti. *Terra Glacialis*, 85-94.
- Guglielmin, M., et al., 2018. Ground surface temperature reconstruction for the last 500 years obtained from permafrost temperatures observed in the SHARE STELVIO Borehole, Italian Alps. *Clim. Past* 14(6), 709-724. <https://doi.org/10.5194/cp-14-709-2018>
- Guyennon, N., Valt, M., Salerno, F., Petrangeli, A.B., Romano, E., 2019. Estimating the snow water equivalent from snow depth measurements in the Italian Alps. *Cold Reg. Sci. Technol* 167, 102859. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2019.102859>
- Haeberli, W., Oerlemans, J., Zemp, M., 2019. The future of Alpine glaciers and beyond. In: *Oxford Research Encyclopedia of Climate Science*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780190228620.013.769>
- Hall, D.K., Riggs, G.A., Salomonson, V.V., 1995. Development of methods for mapping global snow cover using Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data. *Remote Sensing of Environment* 54(2), 127-140. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00137-P](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00137-P)
- Hantel, M., Hirtl-Wielke, L.M., 2007. Sensitivity of Alpine snow cover to European temperature. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society* 27(10), 1265-1275. <https://doi.org/10.1002/joc.1465>
- Harder, P., Pomeroy, J.W., Helgason, W.D., 2020. Improving sub-canopy snow depth mapping with unmanned aerial vehicles: lidar versus structure-from-motion techniques. *The Cryosphere* 14, 1919-1935. <https://doi.org/10.5194/tc-14-1919-2020>
- Harpold, A.A., Dettinger, M., Rajagopal, S., 2017. Defining snow drought and why it matters. *Eos* 98. <https://doi.org/10.1029/2017EO068775>
- Hatchett, B.J., McEvoy, D.J., 2018. Exploring the origins of snow drought in the northern Sierra Nevada, California. *Earth Interactions* 22(2), 1-13. <https://doi.org/10.1175/EI-D-17-00271>
- Hatherton, T., Evison, F., 1962. A special mechanism for some Antarctic earthquakes. *N. Z. J. Geol. Geophys.* 5, 864-873. <https://doi.org/10.1080/00288306.1962.10417642>
- Helmstetter, A., Moreau, L., Nicolas, B., Comon, P., Gay, M., 2015. Intermediate-depth icequakes and harmonic tremor in an Alpine glacier (Glacier d'Argentière, France): Evidence for hydraulic fracturing? *J. Geophys. Res. Earth Surf.* 120, 402-416. <https://doi.org/10.1002/2014JF003289>
- Hock, R., 2005. Glacier melt: a review of processes and their modelling. *Prog. Phys. Geogr.* 29, 362-391. <https://doi.org/10.1191/0309133305pp453ra>
- Hou, J., Huang, C., Zhang, Y., Guo, J., Gu, J., 2019. Gap-filling of MODIS fractional snow cover products via non-local spatio-temporal filtering based on machine learning techniques. *Remote Sens.* 11, 90. <https://doi.org/10.3390/rs11010090>
- Huning, L.S., AghaKouchak, A., 2020. Global snow drought hot spots and characteristics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117(33), 19753-19759. <https://doi.org/10.1073/pnas.1915921117>
- Huss, M., 2011. Present and future contribution of glacier storage change to runoff from macroscale drainage basins in Europe. *Water Resour. Res.* 47(7), 1-14. <https://doi.org/10.1029/2010WR010299>
- Huss, M., Hock, R., 2018. Global-scale hydrological response to future glacier mass loss. *Nat. Clim. Change* 8(2), 135-140. <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0049-x>
- Iglesias, V., Travis, W.R., Balch, J.K., 2022. Recent droughts in the United States are among the fastest-developing of the last seven decades. *Weather Clim. Extrem.* 37, 100491. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2022.100491>
- IPCC: Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report, in: *Climate Change, 2013: The Physical Science Basis*, IPCC, AR5 (March 2013), Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 2013 <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>
- Jenicek, M., et al., 2018. Modeling of future changes in seasonal snowpack and impacts on summer low flows in alpine catchments. *Water Resour. Res.* 54, 538-556. <https://doi.org/10.1002/2017WR021648>
- Jin, H., Huang, Y., Bense, V.F., Ma, Q., Marchenko, S.S., Shepelev, V.V., Hu, Y., Liang, S., Spektor, V.V., Jin, X., et al., 2022. Permafrost degradation and its hydrogeological impacts. *Water* 14, 372. <https://doi.org/10.3390/w14030372>
- Jonas, T., Marty, C., Magnusson, J., 2009. Estimating the snow water equivalent from snow depth measurements in the Swiss Alps. *J. Hydrol.* 378(1-2), 161-167. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.09.021>
- Klein, G., Vitasse, Y., Rixen, C., Marty, C., Rebetz, M., 2016. Shorter snow cover duration since 1970 in the Swiss Alps due to earlier snowmelt more than to later snow onset. *Clim. Change* 139, 637-649. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1806-y>
- Koch, F., Henkel, P., Appel, F., Schmid, L., Bach, H., Lamm, M., Mauser, W., 2019. Retrieval of snow water equivalent, liquid water content, and snow height of dry and wet snow by combining GPS signal attenuation and time delay. *Water Resour. Res.* 55(5), 4465-4487. <https://doi.org/10.1029/2018WR024431>
- Koehler, J., Bauer, A., Dietz, A.J., Kuenzer, C., 2022. Towards forecasting future snow cover dynamics in the European Alps—the potential of long optical remote-sensing time series. *Remote Sens.* 14(18), 4461. <https://doi.org/10.3390/rs14184461>
- Koehler, J., Dietz, A.J., Zellner, P., Baumhoer, C.A., Dirscherl, M., Cattani, L., Kuenzer, C., 2022. Drought in Northern Italy: long earth observation time series reveal snow line elevation to be several hundred meters above long-term average in 2022. *Remote Sens.* 14(23), 6091. <https://doi.org/10.3390/rs14236091>
- Kokhanovsky, A., Di Mauro, B., Garzonio, R., Colombo, R., 2021. Retrieval of dust properties from spectral snow reflectance measurements. *Front. environ. sci.* 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.644551>
- Kotlarski, S., Gobiet, A., Morin, S., Olefs, M., Rajczak, J., Samacoïts, R., 2023. 21st-century alpine climate change. *Clim. Dyn.* 60(1-2), 65-86. <https://doi.org/10.1007/s00382-022-06303-3>
- Lehning, M., Bartelt, P., Brown, B., Russi, T., Stöckli, U., Zimmerli, M., 1999. SNOWPACK model calculations for avalanche warning based upon a new network of weather and snow stations. *Cold Reg. Sci. Technol.* 30(1-3), 145-157. [https://doi.org/10.1016/S0165-232X\(99\)00022-1](https://doi.org/10.1016/S0165-232X(99)00022-1)
- Lehning, M., Völksch, I., Gustafsson, D., Nguyen, T.A., Stähli, M., Zappa, M., 2006. ALPINE3D: a detailed model of mountain surface processes and its application to snow hydrology. *Hydrol. Process.* 20, 2111-2128. <https://doi.org/10.1002/hyp.6204>
- Legay, A., Magnin, F., Ravel, L., 2021. Rock temperature prior to failure: analysis of 209 rockfall events in the Mont Blanc massif (Western European Alps). *Permafrost. Periglac. Process.* 32(3), 520-536. <https://doi.org/10.1002/ppp.2110>
- Li, M., Zhu, X., Li, N., Pan, Y., 2020. Gap-filling of a MODIS normalized difference snow index product based on the similar pixel selecting algorithm: a case study on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Remote Sens.* 12, 1077. <https://doi.org/10.3390/rs12071077>
- Libois, Q., Picard, G., France, J.L., Arnaud, L., Dumont, M., Carmagnola, C.M., King, M.D., 2013. Influence of grain shape on light penetration in snow. *The Cryosphere* 7, 1803-1818. <https://doi.org/10.5194/tc-7-1803-2013>

- Liu, Y., Weerts, A.H., Clark, M., Hendricks Franssen, H.J., Kumar, S., Moradkhani, H., Restrepo, P., 2012. Advancing data assimilation in operational hydrologic forecasting: progresses, challenges, and emerging opportunities. *Hydrol. earth syst. sci.* 16(10), 3863-3887. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3863-2012>
- Lucchesi, S., Fioraso, G., Bertotto, S., Chiarle, M., 2014. Little Ice Age and contemporary glacier extent in the Western and South-Western Piedmont Alps (North-Western Italy). *J. Maps* 10(3), 409-423. <https://doi.org/10.1080/17445647.2014.880226>
- Lynn, E., Cuthbertson, A., He, M., Vasquez, J. P., Anderson, M. L., Coombe, P., Abatzoglou, J. T., and Hatchett, B. J., 2020. Technical note: Precipitation-phase partitioning at landscape scales to regional scales, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 24, 5317-5328, <https://doi.org/10.5194/hess-24-5317-2020>
- Magnin, F., Westermann, S., Pogliotti, P., Ravanel, L., Deline, P., Malet, E., 2017. Snow control on active layer thickness in steep alpine rock walls (Aiguille du Midi, 3842 m a.s.l., Mont Blanc massif). *CATENA* 149(2), 648-662. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.06.006>
- Magnusson, J., Wever, N., Essery, R., Helbig, N., Winstral, A., & Jonas, T., 2015. Evaluating snow models with varying process representations for hydrological applications. *Water Resour. Res.* 51(4), 2707-2723. <https://doi.org/10.1002/2014WR016498>
- Magnusson, J., Winstral, A., Stordal, A. S., Essery, R., & Jonas, T., 2017. Improving physically based snow simulations by assimilating snow depths using the particle filter. *Water Resources Research*, 53(2), 1125-1143. <https://doi.org/10.1002/2016WR019092>
- Margulis, S.A., Liu, Y., Baldo, E., 2019. A joint Landsat-and MODIS-based reanalysis approach for midlatitude montane seasonal snow characterization. *Frontiers in Earth Science* 7, 272. <https://doi.org/10.1002/2016WR019092>
- Mariani, S., Braca, G., Romano, E., La Storia, B., Bussetini, M., 2018. Linee Guida sugli Indicatori di Siccità e Scarsità Idrica da utilizzare nelle attività degli Osservatori Permanenti per gli Utilizzi Idrici – Stato Attuale e Prospettive Future. https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/Osservatori/Linee%20Guida%20Pubbli
- [cazione%20Finale%20L6WP1_con%20copertina_ec.pdf](https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/Osservatori/Linee%20Guida%20Pubbli)
- Martin, E., Etchevers, P., 2005. Impact of climatic changes on snow cover and snow hydrology in the French Alps. *Global change and mountain regions: an overview of current knowledge*, 235-242. https://doi.org/10.1007/1-4020-3508-X_23
- Marty, C., et al., 2017. How much can we save? Impact of different emission scenarios on future snow cover in the Alps. *Cryosphere* 11, 517-529. <https://doi.org/10.5194/tc-11-517-2017>
- Marty, C., Rohrer, M.B., Huss, M., Stähli, M., 2023. Multi-decadal observations in the Alps reveal less and wetter snow, with increasing variability. *Front. Earth Sci.* 11, 1165861. <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1165861>
- Marty, C., Tilg, A-M., Jonas, T., 2017. Recent evidence of large scale receding snow water equivalents in the European Alps. *J. Hydrometeorol.* 18, 1021-1031. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-16-0188.1>
- Matiu, M., Hanzer, F., 2022. Bias adjustment and downscaling of snow cover fraction projections from regional climate models using remote sensing for the European Alps. *Hydrol. earth syst. sci.* 26(12), 3037-3054. <https://doi.org/10.5194/hess-26-3037-2022>
- Matiu, M., Crespi, A., Bertoldi, G., Maria Carmagnola, C., Marty, C., Morin, S., Schöner, W., Cat Berro, D., Chiogna, G., De Gregorio, L., Kotlarski, S., Majone, B., Resch, G., 2021. Observed snow depth trends in the European Alps: 1971-2019. *Cryosphere* 15, 1343-1382. <https://doi.org/10.5194/tc-15-1343-2021>
- McCreight, J.L., Small, E.E., Larson, K.M., 2014. Snow depth, density, and SWE estimates derived from GPS reflection data: Validation in the western US. *Water Resour. Res.* 50(8), 6892-6909. <https://doi.org/10.1002/2014WR015346>
- Montanari, A., Nguyen, H., Rubineti, S., Ceola, S., Galelli, S., Rubino, A., Zanchettin, D., 2023. Why the 2022 Po River drought is the worst in the past two centuries. *Sci. Adv.* 9(32), eadg8304. doi: <https://doi.org/10.1126/sciadv.adg8304>
- Monteiro, D., Morin, S., 2023. Multi-decadal analysis of past winter temperature, precipitation and snow cover data in the European Alps from reanalyses, climate models and observational datasets. *The Cryosphere* 17(8), 3617-3660. <https://doi.org/10.5194/tc-17-3617-2023>
- Monti, F., Cagnati, A., Valt, M., Fierz, C., Lehning, M., Pozzi A., 2009. Validation of the SNOWPACK model in Dolomites, ISSW 2009, 27 September to 2 October, Davos, Switzerland, Proceedings. 313 - 317
- Mote, P.W., Li, S., Lettenmaier, D.P., Xiao, M., Engel, R., 2018. Dramatic declines in snowpack in the western US. *npj Clim. Atmos. Sci.* 1(1), 2. <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0012-1>
- Mudryk, L. R., Derksen, C., Kushner, P. J., & Brown, R., 2015. Characterization of Northern Hemisphere snow water equivalent datasets, 1981-2010. *Journal of Climate*, 28(20), 8037-8051
- Muñoz-Sabater, J., Dutra, E., Agustí-Panareda, A., Albergel, C., Arduini, G., Balsamo, G., Thépaut, J.N., 2021. ERA5-Land: A state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. *Earth Syst. Sci. Data* 13(9), 4349-4383. <https://doi.org/10.5194/essd-13-4349-2021>
- Naethe, P., De Sanctis, A., Burkart, A., Campbell, P. K., Colombo, R., Di Mauro, B., and Julitta, T., 2024. Towards a standardized, ground-based network of hyperspectral measurements: Combining time series from autonomous field spectrometers with Sentinel-2. *Remote Sensing of Environment*, 303, 114013. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2024.114013>
- Nanni, U., Gimbert, F., Vincent, C., Gräff, D., Walter, F., Piard, L., Moreau, L., 2020. Quantification of seasonal and diurnal dynamics of subglacial channels using seismic observations on an Alpine glacier. *The Cryosphere* 14, 1475-1496. <https://doi.org/10.5194/tc-14-1475-2020>
- Nanni, U., Gimbert, F., Roux, P., Lecointre, A., 2021. Observing the subglacial hydrology network and its dynamics with a dense seismic array. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(28). <https://doi.org/10.1073/pnas.2023757118>
- Nigrelli, G., Chiarle, M., 2023. 1991-2020 climate normal in the European Alps: focus on high-elevation environments. *J. Mt. Sci.* 20(8), 2149-2163. <https://doi.org/10.1007/s11629-023-7951-7>
- Nigrelli, G., Lucchesi, S., Bertotto, S., Fioraso, G., Chiarle, M., 2015. Climate variability and Alpine glaciers evolution in Northwestern Italy from the Little Ice Age to the 2010s. *Theor. Appl. Climatol.* 122(3), 595-608. <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1313-x>
- Notarnicola, C., 2020. Hotspots of snow cover changes in global mountain regions over 2000-2018. *Remote Sensing of Environment* 243, 111781. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111781>
- OECD, 2007. *Climate Change in the European Alps: Adapting Winter Tourism and Natural Hazards Management*, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264031692-en>
- Oerlemans, J., Jania, J., Kolondra, L., 2011. Application of a minimal glacier model to Hansbreen, Svalbard. *The Cryosphere* 5, 1-11. <https://doi.org/10.5194/tc-5-1-2011>
- Orombelli, G., 2011. Holocene mountain glacier fluctuations: a global overview. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* 34(1), 17-24. <https://doi.org/10.4461/GFDQ.2011.34.2>
- Parajka, J., Pepe, M., Rampini, A., Rossi, S., Blöschl, G., 2010. A regional snow-line method for estimating snow cover from MODIS during cloud cover. *J. Hydrol.* 381, 203-212. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.11.042>
- Paul, F., Frey, H., Le Bris, R., n.d. A new glacier inventory for the European Alps from Landsat TM scenes of 2003: challenges and results. <https://doi.org/10.3189/172756411799096295>
- Paul, F., Kääb, A., Maisch, M., Kellenberger, T., Haeberli, W., 2004. Rapid disintegration of Alpine glaciers observed with satellite data. *Geophysical Research Letters* 31(21), 12-15. <https://doi.org/10.1029/2004GL020816>
- Paul, F., Rastner, P., Azzoni, R.S., Diolaiuti, G., Fugazza, D., Le Bris, R., Smiraglia, C., 2019. Glacier shrinkage in the Alps continues unabated as revealed by a new glacier inventory from Sentinel-2. *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* 2019, 1-28. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1805-2020>
- Pederson, G.T., et al., 2011. The unusual nature of recent snowpack declines in the North American cordillera. *Science* 333, 332-335. <https://doi.org/10.1126/science.1201570>

- Pirazzini, R., Leppänen, L., Picard, G., Lopez-Moreno, J.I., Marty, C., Macelloni, G., Kontu, A., Von Lerber, A., Tanis, C.M., Schneebeli, M., et al., 2018. European *in situ* snow measurements: practices and purposes. *Sensors* 18, 2016. <https://doi.org/10.3390/s18072016>
- Pistocchi, A., 2016. Simple estimation of snow density in an Alpine region. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 6, 82-89. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2016.01.004>
- Podolskiy, E.A., Walter, F., 2016. Cryoseismology. *Rev. Geophys.* 54, 708-758. <https://doi.org/10.1002/2016RG000526>
- Prager, S., Sexstone, G., McGrath, D., Fulton, J., Moghaddam, M., 2021. Snow depth retrieval with an autonomous UAV-mounted software-defined radar. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 60, 1-16. <http://doi.org/10.1109/TGRS.2021.3117509>
- Pulliainen, J., Luojus, K., Derksen, C., Mudryk, L., Lemmetyinen, J., Salminen, M., Norberg, J., 2020. Patterns and trends of Northern Hemisphere snow mass from 1980 to 2018. *Nature* 581(7808), 294-298. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2258-0>
- Qin, Y., et al., 2020. Agricultural risks from changing snowmelt. *Nat. Clim. Change* 10, 459-465. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0746-8>
- Ranzi, R., Colosio, P., Galeati, G., 2024. Climatology of snow depth and water equivalent measurements in the Italian Alps (1967-2020). *Hydrol. earth syst. sci. Discussions*, 2023, 1-38. <https://doi.org/10.5194/hess-28-2555-2024>
- Revuelto, J., Alonso-Gonzalez, E., Vidal-Ler-Gayan, I., Lacroix, E., Izagirre, E., Rodríguez-López, G., López-Moreno, J.I., 2021. Inter-comparison of UAV platforms for mapping snow depth distribution in complex alpine terrain. *Cold Reg. Sci. Technol.* 190, 103344. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2021.103344>
- Richiardi, C., Blonda, P., Rana, F.M., Santoro, M., Tarantino, C., Vicario, S., Adamo, M., 2021. A revised snow cover algorithm to improve discrimination between snow and clouds: a case study in Gran Paradiso National Park. *Remote Sens.* 13, 1957. <https://doi.org/10.3390/rs13101957>
- Richiardi, C., Siniscalco, C., Adamo, M., 2023. Comparison of three different random forest approaches to retrieve daily high-resolution snow cover maps from MODIS and Sentinel-2 in a mountain area, Gran Paradiso National Park (NW Alps). *Remote Sensing* 15(2), 343. <https://doi.org/10.3390/rs15020343>
- Riseborough, D., Shiklomanov, N., Etzel-müller, B., Gruber, S., Marchenko, S., 2008. Recent advances in permafrost modelling. *Permafr. Periglac. Process.* 19(2), 137-156. <https://doi.org/10.1002/ppp.615>
- Rittger, K., Krock, M., Kleiber, W., Bair, E.H., Brodzik, M.J., Stephenson, T.R., Painter, T.H., 2021. Multi-sensor fusion using random forests for daily fractional snow cover at 30 m. *Remote Sens. Environ.* 264, 112608. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112608>
- Salvatori, R., Plini, P., Giusto, M., Valt, M., Salzano, R., Montagnoli, M., Cagnati, A., Crepaz, G., Sigismondi, D., 2011. Snow cover monitoring with images from digital camera systems. *Eur. J. Remote Sens.* 43, 137-145. <https://doi.org/10.5721/ITJRS201143211>
- Salvatori, R., Salzano, R., Valt, M., Cerrato, R., and Ghergo, S., 2022. The Collection of Hyperspectral Measurements on Snow and Ice Covers in Polar Regions (SISpec 2.0). *Remote Sensing*, 14(9), 2213 <https://doi.org/10.3390/rs14092213>
- Salzano, R., Salvatori, R., Valt, M., Giuliani, G., Chatenoux, B., Ioppi, L., 2019. Automated classification of terrestrial images: the contribution to the remote sensing of snow cover. *Geosciences* 9, 97. <https://doi.org/10.3390/geosciences9020097>
- Salvatore, M.C., Zanoner, T., Baroni, C., Carton, A., Banchieri, F.A., Viani, C., Giardino, M., Perotti, L., 2015. The state of Italian glaciers: a snapshot of the 2006-2007 hydrological period. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* 38(2), 175-198. <https://doi.org/10.4461/GFDQ.2015.38.16>
- Sánchez-García, E., Rodríguez-Camino, E., Bacciu, V., Chiarle, M., Costa-Saura, J., Garrido, M.N., von Hardenberg, J., 2022. Co-design of sectoral climate services based on seasonal prediction information in the Mediterranean. *Clim. Serv.* 28, 100337. <https://doi.org/10.1016/j.cliser.2022.100337>
- Smiraglia, C., Diolaiuti, G. [Eds.], 2015. The New Italian Glacier Inventory. *Ev-K2-CNR, Bergamo Publ.*, 400 pp.
- Smith, C.D., Kontu, A., Laffin, R., Pomeroy, J.W., 2017. An assessment of two automated snow water equivalent instruments during the WMO Solid Precipitation Intercomparison Experiment. *The Cryosphere* 11, 101-116. <https://doi.org/10.5194/tc-11-101-2017>
- Soares, P. M. M., Careto, J. A. M., Cardoso, R. M., Goergen, K., Katragkou, E., Sobolowski, S., Coppola, E., Ban, N., Belušić, D., Berthou, S., Caillaud, C., Dobler, A., Hodnebrog, Ø., Kartsios, S., Lenderink, G., Lorenz, T., Milovac, J., Feldmann, H., Pichelli, E., Truhetz, H., Demory, M.E., de Vries, H., War-rach-Sagi, K., Keuler, K., Raffa, M., Tölle, M., Sieck K, & Bastin, S., 2024. The added value of km-scale simulations to describe temperature over complex orography: the CORDEX FPS-Convection multi-model ensemble runs over the Alps. *Climate Dynamics*, 62(6), 4491-4514. <https://doi.org/10.1007/s00382-022-06593-7>
- Stephan, R., et al., 2021. An inventory of alpine drought impact reports to explore past droughts in a mountain region. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 21, 2485-2501. <https://doi.org/10.5194/nhess-21-2485-2021>
- Strasser, U., Marke, T., 2010. ESCIMO.spread—a spreadsheet-based point snow surface energy balance model to calculate hourly snow water equivalent and melt rates for historical and changing climate conditions. *Geosci. Model Dev.* 3(2), 643-652. <https://doi.org/10.5194/gmd-3-643-2010>
- Sturm, M., Taras, B., Liston, G.E., Derksen, C., Jonas, T., Lea, J., 2010. Estimating snow water equivalent using snow depth data and climate classes. *J. Hydrometeorol.* 11(6), 1380-1394. <https://doi.org/10.1175/2010JHM1202.1>
- Terzago, S., Andreoli, V., Arduini, G., Balsamo, G., Campo, L., Cassardo, C., Cremonese, E., Dolia, D., Gabellani, S., von Hardenberg, J., Morra di Cella, U., Palazzi, E., Piazzini, G., Pogliotti, P., Provenzale, A., 2020. Sensitivity of snow models to the accuracy of meteorological forcings in mountain environments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 24, 4061-4090. <https://doi.org/10.5194/hess-24-4061-2020>
- Terzago, S., Bongiovanni, G., & Von Hardenberg, J., 2023. Seasonal forecasting of snow resources at Alpine sites. *Hydrology and Earth System Sciences*, 27(2), 519 – 542. <https://doi.org/10.5194/hess-27-519-2023>
- Thakur, B., Kalra, A., Lakshmi, V., Lamb, K.W., Miller, W.P., Tootle, G., 2020. Linkage between ENSO phases and western US snow water equivalent. *Atmospheric Research* 236, 104827. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104827>
- Tuzet, F., Dumont, M., Picard, G., Lamare, M., Voisin, D., Nabat, P., Lafaysse, M., Larue, F., Revuelto, J., Arnaud, L., 2020. Quantification of the radiative impact of light-absorbing particles during two contrasted snow seasons at Col du Lautaret (2058 m a.s.l., French Alps). *The Cryosphere* 14, 4553-4579. <https://doi.org/10.5194/tc-14-4553-2020>
- Valt, M., Chiambretti, I., Della Vedova, P., 2012. Yeti—a tool at the service of avalanche forecast. *Advances in Avalanche forecasting*. 22 October 2012, Podbanské, Slovakia, 38-43.
- Valt, M., Moro, D., 2009. Average snowcover density in eastern Alps Mountain. *Geophysical Research*.
- Valt, M., Guyennon, N., Salerno, F., Petrangeli, A.B., Salvatori, R., Cianfarra, P., Romano, E., 2018. Predicting new snow density in the Italian Alps: A variability analysis based on 10 years of measurements. *Hydrol. Process.* 32(20), 3174-3187. <https://doi.org/10.1002/hyp.13264>
- Valt, M., 2023. La risorsa nevosa sulla montagna veneta (SWE). *Il clima in Italia nel 2022*. Report SNPA 36/2023, 117-124.
- Valt, M., Cianfarra, P., Valt, M., 2022. Neve e clima sulle Alpi italiane. *Neve e valanghe* 96, 2-15.
- Viani, C., Chiarle, M., Paranunzio, R., Merlone, A., Musacchio, C., Coppa, G., Nigrelli, G., 2020. An integrated approach to investigate climate-driven rockfall occurrence in high alpine slopes: the Bessanese glacial basin, Western Italian Alps. *J. Mt. Sci.* 17, 2591-2610. <https://doi.org/10.1007/s11629-020-6216-y>
- Vionnet, V., Brun, E., Morin, S., Boone, A., Faroux, S., Le Moigne, P., Willemet, J.M., 2012. The detailed snowpack scheme Crocus and its implementation in SURFEX v7.2. *Geosci. Model Dev.* 5(3), 773-791. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-773-2012>
- Walvoord, M.A., Kurylyk, B.L., 2016. Hydrologic impacts of thawing permafrost—a review. *Vadose Zone J.* 15, 1-20. <https://doi.org/10.2136/vzj2016.01.0010>

Wang, Z., et al., 2024. Relative humidity and solar radiation exacerbate snow drought risk in the headstreams of the Tarim River. *Atmos. Res.* 297, 107091. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2023.107091>

Westermann, S., Ingeman-Nielsen, T., Scheer, J., Aalstad, K., Aga, J., Chaudhary, N., Etzelmüller, B., Filhol, S., Kääb, A., Renette, C., Schmidt, L.S., Schuler, T.V., Zweigel, R.B., Martin, L., Morard, S., Ben-Asher, M., Angelopoulos, M., Boike, J., Groenke, B., Miesner, F., Nitzbon, J., Overduin, P., Stuenzi, S.M., Langer, M., 2023. The CryoGrid community model (version 1.0) – a multi-physics toolbox for climate-driven simulations in the terrestrial cryosphere. *Geosci. Model Dev.* 16, 2607-2647. <https://doi.org/10.5194/gmd-16-2607-2023>

Westoby, M.J., Brasington, J., Glasser, N.F., Hambrey, M.J., Reynolds, J.M., 2012. 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology* 179, 300-314. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>

Wielke, L.M., Haimberger, L., Hantel, M., 2004. Snow cover duration in Switzerland compared to Austria. *Meteorol. Z.* 13(1), 13-17. <https://doi.org/10.5194/hess-25-1165-2021>

Winkler, M., Schellander, H., Gruber, S., 2021. Snow water equivalents exclusively from snow depths and their temporal changes: the Δ snow model. *Hydrol. earth syst. sci.* 25(3), 1165-1187. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2004/0013-0013>

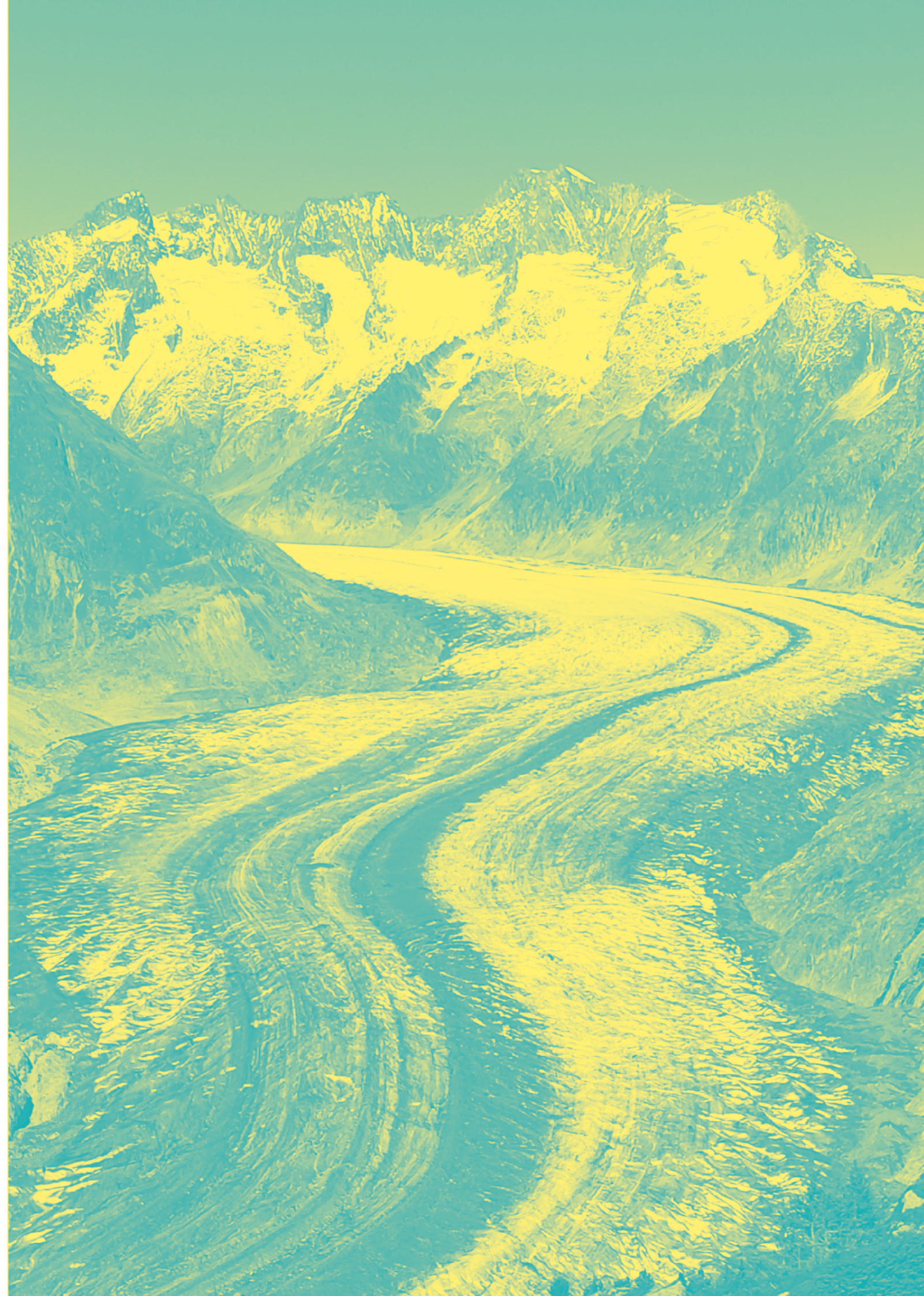
WMO, 2023. Volume II, Measurement of Cryosphere Variables, of the WMO Guide for Instruments and Methods of Observation No-8, a flagship publication of WMO since 1950.

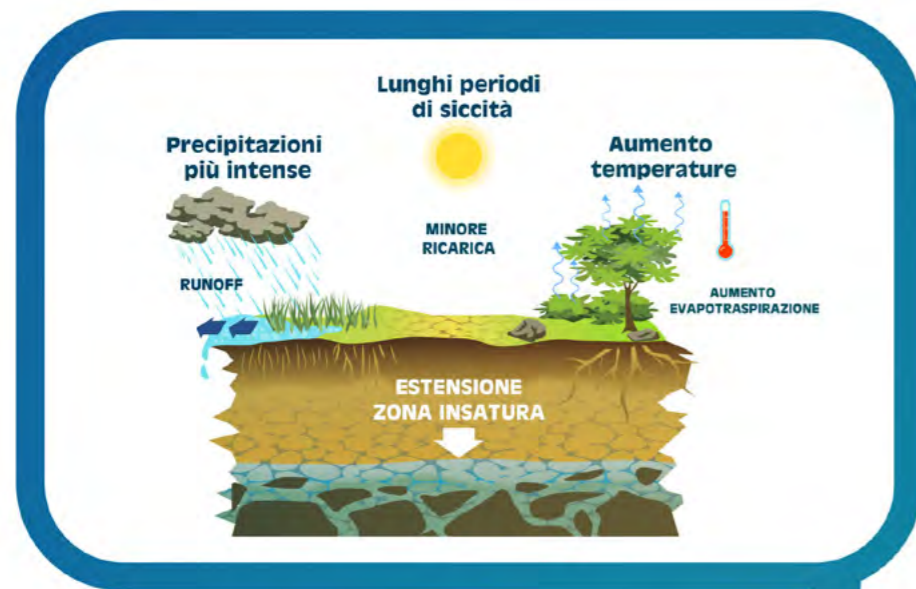
Zekollari, H., Huss, M., Farinotti, D., 2019. Modelling the future evolution of glaciers in the European Alps under the EURO-CORDEX RCM ensemble. *Cryosphere* 13(4), 1125-1146. <https://doi.org/10.5194/tc-13-1125-2019>

Zemp, M., Hoelzle, M., Haeberli, W., 2007. Distributed modelling of the regional climatic equilibrium line altitude of glaciers in the European Alps. *Global and Planetary Change* 56(1-2), 83-100. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2006.07.002>

How to cite

de Blasi, F., Adamo, M., Chiarle, M., Colombo, N., Godone, D., Guyennon, N., Lodi, R., Nigrelli, G., Paranunzio, R., Piantini, M., Richiardi, C., Salerno, F., Salzano, R., Terzago, S., Valt, M. 2024. "La Criosfera", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 145-198. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/05>





Keywords

soil moisture monitoring
characterization of unsaturated media
geophysical methods
remote sensing
Richards equation

Parole-chiave

monitoraggio dell'umidità del suolo
caratterizzazione dei mezzi non saturi
metodi geofisici
telerilevamento
equazione di Richards

Curatore

Marco Berardi
CNR
Istituto di ricerca sulle acque

Con contributi di

CNR
Istituto di ricerca sulle acque
Maria Clementina Caputo
Lorenzo De Carlo

CNR
Istituto di ricerca per la
protezione Idrogeologica
Luca Brocca

Il suolo e la zona insatura

6

6.1	Introduzione	203
6.2	Monitoraggio	205
6.2.1	Monitoraggio dell'umidità del suolo	205
6.2.2	Metodi di caratterizzazione idraulica della zona insatura	208
6.3	Regime pregresso e stato attuale	216
6.4	Impatti del cambiamento climatico sul suolo e sull'interazione suolo-atmosfera	218
6.5	Strumenti modellistici di analisi e previsionali	220
6.6	Le domande di ricerca	224
6.7	Referenze bibliografiche	227

La zona insatura, anche detta zona vadosa, è la porzione di sottosuolo compresa tra il piano campagna e la falda. Costituita da suolo e/o da rocce i cui pori (vuoti) contengono sia aria che acqua, rappresenta una parte importante del ciclo idrologico terrestre poiché in essa avvengono processi biologici, chimici, e fisici che coinvolgono l'idrosfera, la biosfera e la litosfera. La zona insatura, infatti, è parte della Earth Critical Zone (ECZ, <https://criticalzone.org/>), definita come uno strato superficiale della Terra, spesso alcune decine di metri, nel quale avvengono processi e complesse interazioni che, interessando roccia, suolo, acqua, aria e organismi viventi, regolano l'habitat naturale, determinano la disponibilità di risorse e, quindi, condizionano l'esistenza della vita sulla Terra.

Il concetto di ECZ, introdotto dal National Research Council degli Stati Uniti nel 2001 (NRC, 2001) e continuamente perfezionato da nuove e differenti formulazioni, negli ultimi anni ha richiamato l'attenzione del mondo scientifico sulle interazioni tra suolo, roccia, acqua, aria e organismi viventi, utilizzando un approccio interdisciplinare e integrato attraverso osservazioni sul campo, analisi di dati esistenti, utilizzo di strumenti tecnologici e modellistici avanzati.

Nello specifico, questo capitolo si focalizza sui processi che avvengono nel suolo e sottosuolo insaturo nonché sui metodi e strumenti di investigazione impiegati per lo studio degli stessi. La zona insatura, infatti, pur non fornendo direttamente acqua per i diversi utilizzi antropici, esercita attraverso il contenuto di acqua nel suolo, un ruolo fondamentale nel controllo delle funzioni vitali (fotosintesi e traspirazione) delle piante e dei processi di flusso dell'acqua e di trasporto dei contaminanti in falda nel sottosuolo. In particolare, la distribuzione ottimale di acqua nel suolo, direttamente disponibile per le piante, condiziona il deficit idrico e quindi lo stress per le colture. D'altro canto, la velocità con cui l'acqua e gli eventuali inquinanti, sia di natura chimica che biologica da essa veicolati, si muove dalla superficie del suolo alla falda, condiziona il tasso di ricarica dell'acquifero nonché la potenziale contaminazione della risorsa idrica sotterranea.

In termini di bilancio idrologico, la variazione totale di contenuto d'acqua nella zona non satura è la somma algebrica di precipitazione, evapotraspirazione, drenaggio, ruscellamento superficiale e flusso laterale sotto-superficiale: questo bilancio costituisce la base per la descrizione dei processi idrologici del suolo dal-

la scala puntuale alla scala globale. Quantificare e predire la dinamica di ciascuno di questi termini è oggetto di ricerca in tantissimi ambiti delle geoscienze: queste dinamiche, non-lineari, eterogenee e addirittura discontinue, sono una delle cause della difficoltà a inferire informazioni sulla disponibilità delle risorse idriche nelle falde acquifere come funzione delle precipitazioni.

Dal punto di vista fisico, l'immagazzinamento e la redistribuzione dell'acqua nella zona insatura sono una funzione delle dimensioni e della distribuzione dei pori, che sono a loro volta determinate dalla tessitura e dalla struttura: tuttavia, sono le differenze di energia potenziale che governano la dinamica dell'acqua nei suoli (O'Geen, 2013).

Facendo riferimento al suolo, e in rapporto alla disponibilità idrica per le piante, si possono definire tre condizioni di contenuto d'acqua, riferita all'energia necessaria per spostare l'acqua: la saturazione (pori completamente pieni d'acqua e drenaggio libero dell'acqua per effetto della forza di gravità), la capacità idrica di campo (correlata alla massima capacità del terreno di trattenere l'acqua in equilibrio con la forza di gravità), e il punto di appassimento, in corrispondenza del quale la suzione delle piante non è più sufficiente ad estrarre acqua dal suolo che si trova in uno stato tensionale inferiore.

In relazione alla zona non satura propriamente detta, cioè la porzione di spazio compresa tra il suolo, dove avvengono i processi evapotraspirativi e la superficie freatica, il modello fisicamente basato più appropriato per modellare il flusso idrico e il contenuto d'acqua nella zona non satura è la cosiddetta equazione di Richards (Richards, 1931), ottenuta combinando la legge di conservazione della massa con l'equazione di Darcy,

attraverso la caratterizzazione idraulica ottenuta con il *nonlinear fitting* di misure di laboratorio con opportune e condivise funzioni empiriche; questo modello sarà trattato più in dettaglio nel paragrafo 7.5.

Al netto del dettaglio dei vari strumenti modellistici e sperimentali utilizzati per rappresentare i processi di flusso idrico, si potrebbe dire che il suolo e la zona non satura "gestiscono" il bilancio idrologico, nonostante essi rappresentino solo lo 0.05% delle acque dolci disponibili sul pianeta (Vereecken et al., 2016), dal momento che determinano la ripartizione dei volumi di acqua precipitati tra l'aliquota che ritorna in atmosfera, quella che ruscella in superficie e quella che si infiltra raggiungendo poi, eventualmente, l'acquifero freatico, con tempi che dipendono non linearmente dal contenuto idrico della zona non satura stessa.

Tradizionalmente, la variazione nel tempo e nello spazio della ricarica è calcolata (soprattutto nei climi umidi) esternamente ai modelli di flusso della zona satura a causa della complessità computazionale (sebbene vi siano eccezioni, ad esempio Jones et al., 2006), utilizzando modelli di bilancio di contenuto d'acqua nei suoli semplificati che sottraggono stime di evapotraspirazione e ruscellamento al totale precipitato. Al di là dell'approccio usato, l'acqua che percola sotto la zona delle radici (infiltrazione netta) è, soprattutto nei climi umidi, mediata su un tempo sufficiente per approssimare una soluzione stazionaria (Levine e Salvucci, 1999). Inoltre, spesso si assume che raggiunga istantaneamente la falda dopo aver attraversato la zona delle radici (Hunt et al., 2008). Viceversa, nei climi aridi trascurare i processi della zona non satura non è considerato appropriato, specie quando lo spessore della zona vadosa può raggiungere centinaia di metri e l'acqua recentemente infiltrata può anche non raggiungere mai la zona satura.

Monitoraggio

Monitoraggio dell'umidità del suolo

Nonostante l'umidità del suolo sia ampiamente riconosciuta come una variabile fisica fondamentale – ad esempio, l'umidità del suolo è inclusa al secondo posto tra le variabili climatiche essenziali dal Global Climate Observing System (<https://gcos.wmo.int/en/essential-climate-variables>) – il suo monitoraggio su vaste aree è ancora un'attività di ricerca aperta. Infatti, a differenza delle reti di stazioni pluviometriche, le reti di monitoraggio *in situ* dell'umidità del suolo sono molto meno sviluppate e solo in pochi Paesi (ad esempio, gli Stati Uniti) è presente una buona copertura di stazioni a terra.

Per fornire stime dell'umidità del suolo si utilizzano tre approcci diversi: 1) osservazioni *in situ*, 2) telerilevamento e 3) dati modellati. Di seguito, descriviamo le caratteristiche principali di ciascun approccio per sottolinearne i pro e i contro. In generale, è ampiamente accettato che l'integrazione di dati *in situ*, satellitari e modellati, sia l'approccio migliore per monitorare tale variabile in modo ottimale (Brocca et al., 2017a).

I primi approcci per il monitoraggio dell'umidità del suolo attraverso osservazioni *in situ* si basano su tecniche gravimetriche, tensiometriche e nucleari (Romano, 2014). Sebbene sia invasiva e richieda molto tempo, la tecnica gravimetrica è ancora il metodo di riferimento su cui vengono calibrate e testate le altre tecniche e i nuovi metodi. Tale metodo prevede l'essiccazione in forno del

campione di terreno giunto in laboratorio e il calcolo dell'umidità gravimetrica risultata dalla differenza in peso del campione prima e dopo l'essiccazione, riferita al peso del campione secco. Negli anni '80 del secolo scorso, è stata sviluppata la tecnica della riflettometria nel dominio del tempo (TDR - Time Domain Reflectometry; Topp, 1980) che si è rivelata in grado di fornire misurazioni accurate per un'ampia gamma di terreni e ambienti, diventando così il nuovo approccio standard per la misurazione dell'umidità del suolo e sostituendo l'approccio gravimetrico (tale tecnica richiede meno tempo ed è meno invasiva). Più di recente, la comparsa di sensori di capacità a basso costo, basati sulla tecnica della riflettometria nel dominio della frequenza (FDR - Frequency Domain Reflectometry), nonché di sensori di impedenza, di trasmissione nel dominio del tempo, ecc. ha fortemente promosso l'uso dei sensori di umidità del suolo nella ricerca ambientale (Robinson et al., 2008). Attualmente, la FDR è probabilmente l'approccio più utilizzato per il monitoraggio *in situ* dell'umidità del suolo grazie al suo costo inferiore rispetto alla TDR, anche se a scapito di una minore precisione.

Tutti gli approcci sopra elencati forniscono, tuttavia, solo misure puntuali, rappresentative di un piccolo volume di suolo (Dorigo et al., 2021). Nell'ultimo decennio sono state sviluppate nuove tecnologie per fornire misurazioni dell'umi-

dità del suolo su aree più ampie (Bogena et al., 2015; Filippucci et al., 2020; Robinson et al., 2008) mediante sensori di neutroni a raggi cosmici, i sensori a raggi gamma, il Global Positioning System (GPS) e le misure geofisiche di tipo ERT.

In Italia, esistono reti regionali di misura dell'umidità del suolo (Umbria, Marche, Abruzzo, Valle d'Aosta), alcune delle quali sviluppate molto di recente (dopo il 2022). Sempre recentemente si stanno installando stazioni a raggi cosmici grazie alla diminuzione dei costi. Tutte queste reti di misura forniscono ancora misurazioni puntuali, utili soprattutto per testare e calibrare gli altri due metodi da usare per il monitoraggio dell'umidità del suolo su aree vaste: telerilevamento e modellistica.

Il telerilevamento è sicuramente la tecnica più appropriata per ottenere misure di umidità del suolo su larga scala. Negli ultimi 40 anni sono stati sviluppati diversi metodi per la stima dell'umidità del suolo da sensori satellitari a microonde, ottici e termici. I sensori satellitari attivi e passivi basati sulle microonde sono sicuramente i metodi più appropriati, e quindi più utilizzati, che forniscono anche prodotti operativi (Dorigo et al., 2017). Tuttavia, i sensori satellitari attualmente in orbita possono restituire l'umidità del suolo per uno spessore di suolo superficiale che è compreso tra 0 e 5-10 cm. In particolare, è importante distinguere tra i sensori a microonde attivi, cioè tra i radar ad apertura sintetica (SAR) e gli scatterometri. Il SAR, può fornire un'alta risoluzione spaziale (<1 km) ma una risoluzione temporale grossolana (>4-6 giorni con un singolo satellite). Il secondo (scatterometro) fornisce una risoluzione spaziale grossolana (circa 20 km) e un'elevata copertura temporale (giornaliera). D'altro canto, i radiometri passivi a microonde sono caratterizzati quasi dalla stessa risoluzione spazio-temporale degli scatterometri. Ovviamente, la copertura temporale dei dati satellitari può essere notevolmente migliorata utilizzando più

sensori o addirittura una costellazione di sensori. Ad esempio, la costellazione dei satelliti Sentinel-1 ha permesso di avere stime di umidità del suolo ad alta risoluzione sia spaziale (100 m) sia temporale (2-3 giorni) (Brocca et al., 2024).

Al momento della stesura del presente volume (aprile 2024), sono disponibili due prodotti satellitari di umidità del suolo a bassa risoluzione operativi:

1) il prodotto basato sul sensore ASCAT (Advanced SCATterometer) distribuito sia nell'ambito di Copernicus (<https://land.copernicus.eu/en/products/soil-moisture/daily-soil-water-index-global-v3-0-12-5km>) che del progetto H SAF (<http://hsaf.meteoam.it>);

2) il prodotto dell'Agenzia spaziale europea denominato ESA-CCI (European Space Agency - Climate Change Initiative) anch'esso distribuito da Copernicus (<https://cds.climate.copernicus.eu/datasets?q=satellite+soil+moisture&kw=Product+type%3A+Satellite+observations>). Inoltre, dal 2017 è disponibile un prodotto ad alta risoluzione spaziale (500 m) ottenuto dal satellite Sentinel-1 e distribuito anch'esso da Copernicus (<https://land.copernicus.eu/en/products/soil-moisture/daily-surface-soil-moisture-v1.0>).

Il vantaggio più evidente delle osservazioni da telerilevamento è legato alla loro copertura spazio-temporale e ai costi relativamente più bassi per applicazioni su larga scala. L'accuratezza dei prodotti satellitari sull'umidità del suolo è sicuramente inferiore a quella delle osservazioni *in situ*, anche se i prodotti recenti sopra elencati hanno raggiunto un alto livello di affidabilità e maturità, come dimostrato da diversi studi di validazione (ad esempio, Brocca et al., 2011; Paulik et al., 2014). Inoltre, il numero di applicazioni che già utilizzano questi prodotti è una valutazione indiretta del loro buon livello qualitativo, in quanto è stata dimostrata la loro utilità per migliorare e supportare il monitoraggio della siccità (Brocca et al., 2017b).

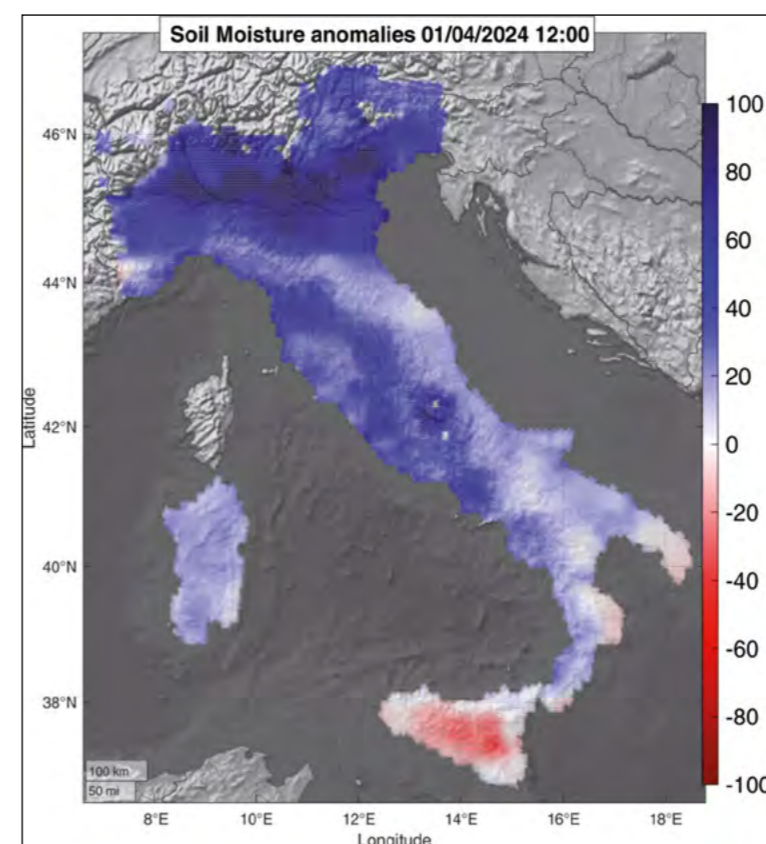
Le tre principali limitazioni dei prodotti satellitari di umidità del suolo sono:

1. **lo strato del suolo molto superficiale (2-7 cm) che viene rilevato dai satelliti;**
2. **la scarsa risoluzione spaziale (~20 km) di alcuni dei prodotti attualmente disponibili;**
3. **la qualità molto bassa in determinate condizioni superficiali (vegetazione fitta, suoli ghiacciati, neve, terreni montuosi).**

Uno studio recentissimo ha valutato i prodotti ad alta risoluzione da satellite in Italia (Brocca et al., 2024) e ne ha evidenziato un elevato potenziale per il monitoraggio della siccità. Si evidenzia come per i prodotti a risoluzione di 10 km, il loro utilizzo in ambito operativo è già presente dal 2017 ad esempio nel tavolo del Gruppo tecnico-scientifico per le previsioni mensili e stagionali (si veda il paragrafo 2.2.1) del Servizio nazionale della protezione civile (Fig. 6.1).

Figura 6.1

Esempio di mappa di anomalie di umidità del suolo da satellite (H SAF EUMETSAT) per il 14 Aprile 2024 (distribuita dal Copernicus Land Monitoring Service).



Nella gestione della risorsa idrica in ambito agronomico, in cui è necessario approfondire l'investigazione all'intera zona di assorbimento radicale per comprendere l'effettivo fabbisogno idrico delle colture, le tecniche geofisiche di tipo elettromagnetico nel dominio della frequenza, Frequency Domain Electromagnetic Induction (FDEM) o Electromagnetic Induction (EMI), oltre che la tecnica ERT, possono fornire stime affidabili di distribuzione dell'umidità dell'intero spessore di suolo, nonché definire con accuratezza la profondità dello sviluppo radicale e l'assorbimento idrico radicale (De Carlo et al., 2020; Garré et al., 2013; Mary et al., 2020; Weigand e Kemna, 2017), che costituiscono parametri di input per modelli gestionali di consumo e fabbisogno idrico.

Differenti casi studio riportano l'utilizzo del parametro di conducibilità elettrica (EC) come *proxy* per la stima della variabilità spaziale dell'umidità dei suoli (Blanchy et al., 2020; De Carlo et al., 2024; Dragonetti et al., 2022; Martinez et al., 2010; Martini et al., 2016; Moghadas et al., 2017; Shanahan et al., 2015), ottenuta mediante l'utilizzo di funzioni petrofisiche o funzioni sito-specifiche.

La capacità di acquisire misure elettromagnetiche in modalità *on-the-go* (il sensore acquisisce in continuo mentre è in movimento) consente di investigare vaste aree in tempi relativamente brevi. Sono sempre più diffusi dispositivi in cui il sensore elettromagnetico è trainato da mezzi gommati, permettendo di investigare svariati ettari di suolo, consentendo di ricavare un modello tridimensionale dell'umidità del suolo che, in termini di risoluzione spaziale, approssima maggiormente quello ottenuto dai prodotti satellitari e al tempo stesso fornisce un grado di accuratezza confrontabile con i sensori di misura utilizzati a terra.

Il ruolo cruciale della zona vadosa nei processi idrologici rende di fondamentale importanza caratterizzare dal punto di vista idraulico i materiali, sia suoli che rocce, che costituiscono la zona insatura attraverso la determinazione sperimentale delle funzioni di ritenzione idrica, $\theta(h)$, e di conducibilità idraulica, $K(h)$, che mettono in relazione, rispettivamente, il contenuto d'acqua, ($L^3 L^{-3}$), e la conducibilità idraulica, K ($L T^{-1}$), con il potenziale matriciale, $h(L)$. Tali funzioni, infatti, sono fondamentali per applicare il modello di Richards (1931), comunemente utilizzato per descrivere il flusso in un mezzo poroso insaturo. Essendo le suddette funzioni fortemente non lineari, determinarle sperimentalmente è cruciale per descrivere il comportamento del mezzo in condizioni insature. Tuttavia, la loro misura in laboratorio presenta delle difficoltà legate a varie cause di seguito elencate:

- la maggior parte dei metodi di laboratorio fornisce dati accurati in ristretti range di contenuto di acqua. Per questo, spesso, è necessario combinare più metodi per descrivere il comportamento idraulico del mezzo insaturo, ossia dalla condizione anidra a quella prossima alla saturazione (Caputo et al., 2022; Turturro et al., 2021);
- quasi tutti gli apparati sperimentali, compresi i sensori per la misura del contenuto d'acqua e del potenziale matriciale, sono stati pensati per essere utilizzati con i suoli, essendo gli studi sul non saturo inizialmente sviluppati in ambito agronomico per studiare l'interazione suolo-ac-

qua-pianta, finalizzata alla gestione e al miglioramento delle pratiche di irrigazione. Successivamente, compresa l'importanza della caratterizzazione idraulica degli strati rocciosi che costituiscono la zona vadosa ai fini della contaminazione della falda e della ricarica dell'acquifero che condiziona la qualità e quantità della risorsa idrica sotterranea, negli ultimi decenni sono state sviluppate metodologie sperimentali specifiche per i materiali lapidei (Caputo e Nimmo, 2005; Turturro et al., 2021);

- la determinazione diretta della funzione di conducibilità idraulica, in particolare, risulta complessa, laboriosa, costosa e lunga. Per tale motivo frequentemente viene stimata indirettamente da dati più facilmente reperibili attraverso le *pedotransfer functions*, o le funzioni di ritenzione idrica, o la conducibilità idraulica satura (Durner e Lipsius, 2005). In letteratura, infatti, esistono pochi casi di misura diretta della funzione $K(h)$ poiché per ottenere un singolo punto della stessa, utilizzando metodi di flusso stazionario per i quali la driving force è, generalmente, rappresentata dalla gravità o dall'evaporazione, sono necessari tempi più o meno lunghi a seconda del mezzo testato (Perkins, 2011). Tale limitazione è stata superata sviluppando apparati sperimentali (Fig. 6.2) che ottengono condizioni di saturazione variabile applicando la forza centrifuga in grado di ridurre i tempi di sperimentazione e di consentire di ottenere misure dirette di $K(h)$ nell'intero range di umidità, dalla condizione prossima alla saturazione a quella anidra (Caputo e Nimmo, 2005; Turturro et al., 2020).

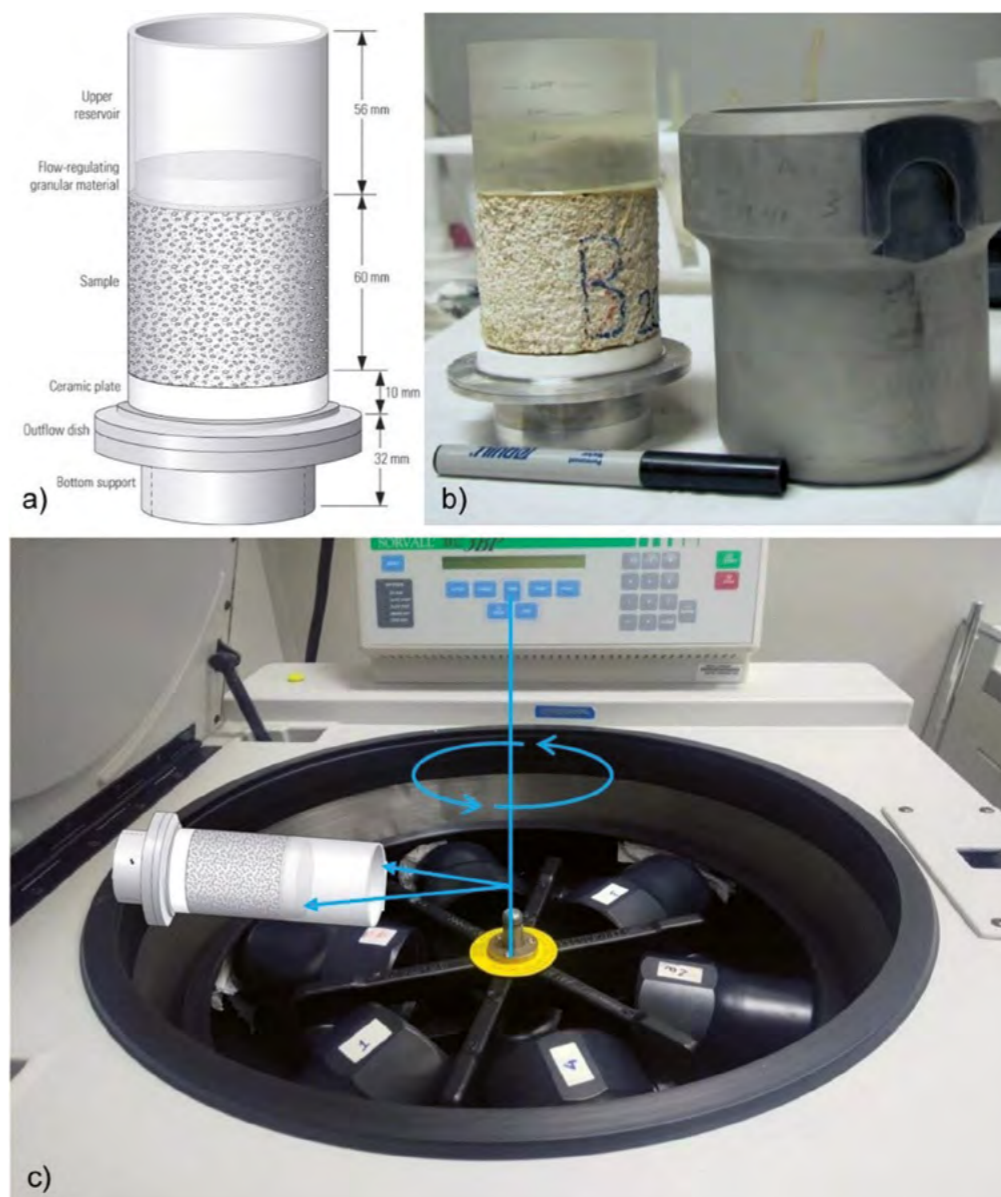


Figura 6.2 Apparato sperimentale utilizzato con il Quasi-Steady Centrifuge Method (Caputo e Nimmo, 2005): a) schema dell'apparato; b) campione, assemblato secondo lo schema, che viene inserito nel bucket della centrifuga; c) visualizzazione dell'assetto del campione durante il test (modificata da Caputo e Nimmo, 2005).

Per la stima delle proprietà idrauliche non sature e delle velocità d'infiltrazione a scala di campo, comunemente si utilizza il test infiltrometrico combinato al monitoraggio dell'avanzamento del fronte umido attraverso sensori tipo TDR e tensiometri che misurano, rispettivamente, l'umidità e il potenziale matriciale. Questo approccio è particolarmente efficace nel caso di suoli o di rocce sciolte nei quali i sensori sopra menzionati sono facilmente installabili. In particolare, al fine di ottenere informazioni significative del comportamento idraulico di affioramenti rocciosi eterogenei e/o anisotropi, come nel caso di rocce fessurate e/o carsificate, è stato sviluppato un sistema che si adatta *in situ* alle caratteristiche

dell'affioramento e per questo in grado di fornire dati significativamente rappresentativi del mezzo investigato. Si tratta di un anello infiltrometrico di grande diametro (almeno 2 m) che si assembla direttamente *in situ* in modo da inglobare il più possibile nella superficie interessata dall'infiltrazione le eterogeneità dell'affioramento roccioso (Fig. 6.3). Tale approccio si rivela particolarmente utile per lo studio a scala di campo dei processi di flusso e trasporto in rocce insature consentendo di prevedere le direzioni di contaminazione in sistemi rocciosi anisotropi grazie alla calibrazione di modelli numerici con i dati acquisiti direttamente in campo su affioramenti di rocce fratturate e carsificate (Caputo et al., 2010;

Caputo, 2011) e di determinare le velocità d'infiltrazione in rocce porose nonché i tempi di raggiungimento della falda idrica di inquinanti e/o microorganismi (Barra Caracciolo et al., 2011).

Nel caso, non raro, di zona vadosa profonda decine di metri ed eterogenea, costituita per esempio da uno strato superficiale di suolo agrario sovrastante strati di rocce coerenti, nei quali non è possibile installare sensori tipo TDR e tensiometri, l'avanzamento del fronte umido durante il test infiltrometrico viene monitorato attraverso l'acquisizione di misure indirette mediante tecniche geofisiche. Si tratta di tecniche d'investigazione non invasive del sottosuolo che correlano alcuni parametri fisici dei mezzi materiali (velocità di propagazione delle onde sismiche, conducibilità elettrica, permittività dielettrica, etc.) con le principali proprietà idrauliche sopra menzionate (contenuto di umidità,

conducibilità idraulica) attraverso note funzioni petrofisiche (Archie, 1942; Topp et al., 1980; Waxman e Smits, 1968) o di funzioni sito-specifiche (Purvanche e Andricevic, 2000).

Fra le metodologie geofisiche utilizzate per l'investigazione della zona vadosa, la tecnica Electrical Resistivity Tomography (ERT) è ampiamente utilizzata negli ultimi decenni per il monitoraggio dei processi di flusso e trasporto (Daily et al., 1992; Dousan e Ruy, 2009; Furman et al., 2004; LaBrecque et al., 2002; Perri et al., 2018; Zhang et al., 2024). Infatti, il contenuto di umidità fornisce il principale contributo al flusso di corrente elettrica dei mezzi materiali, poiché la resistività elettrica, o il suo inverso conducibilità elettrica, è una proprietà intrinseca strettamente dipendente dal flusso di cariche elettriche (conduzione elettrolitica) nella soluzione circolante nei suoli e/o rocce.

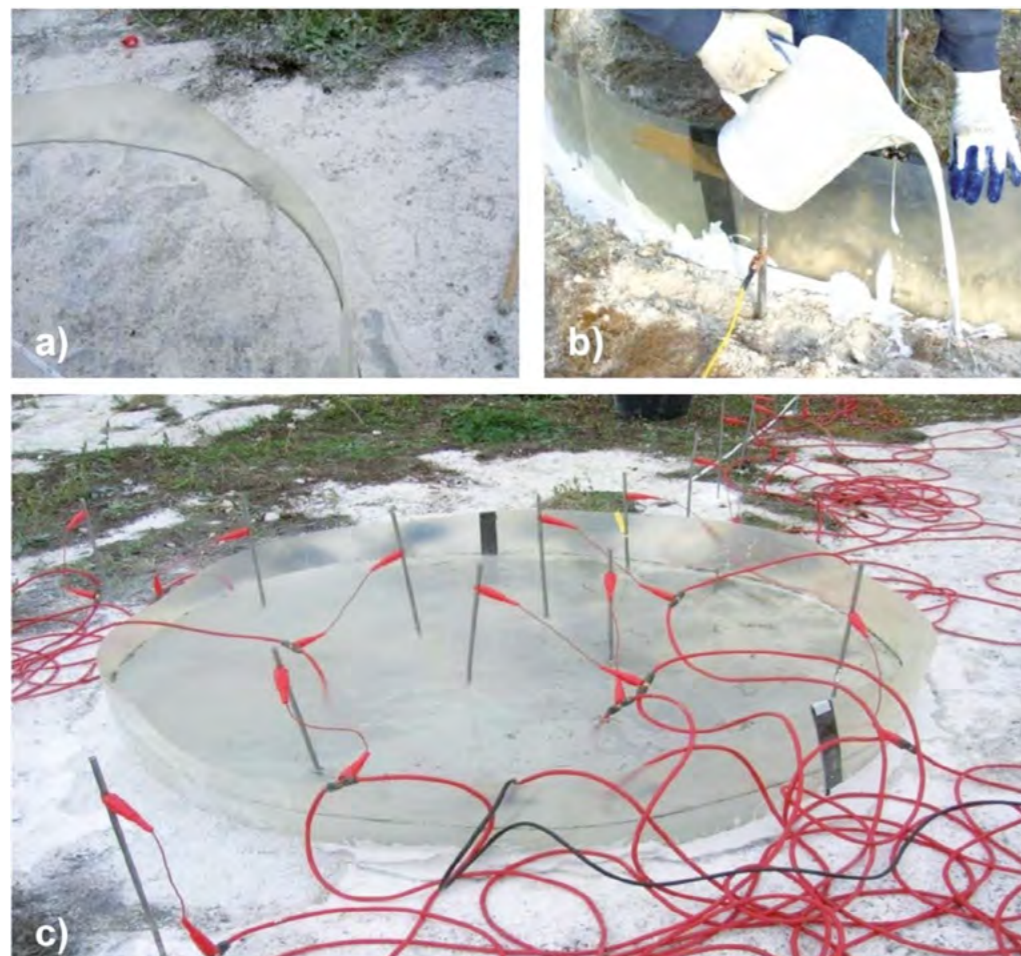


Figura 6.3

Anello infiltrometrico di grande diametro: a) solco inciso nella roccia affiorante in cui viene inserito l'anello; b) fissaggio dell'anello; c) set up sperimentale completo con l'installazione di elettrodi per il monitoraggio dell'avanzamento del fronte umido (modificata da Caputo e De Carlo, 2011).

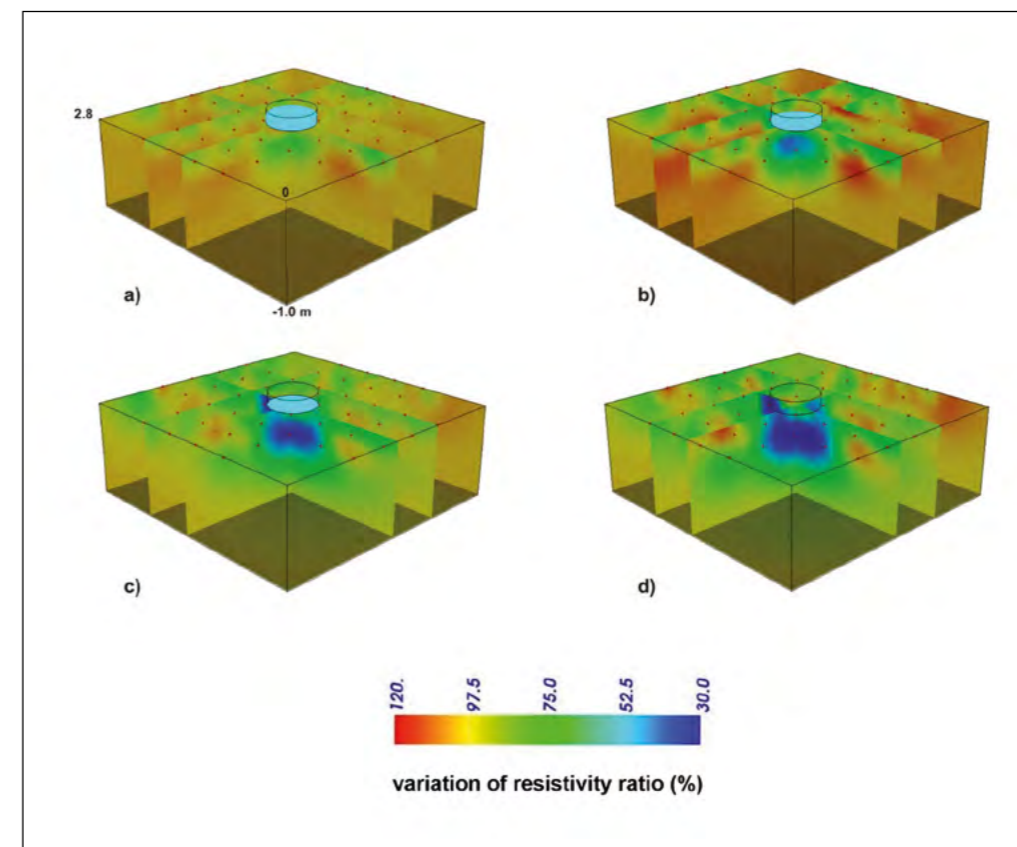


Figura 6.4

Monitoraggio geofisico dell'avanzamento del fronte umido durante un test infiltrometrico a carico variabile (modificata da De Carlo et al., 2018).

Acquisendo le misure secondo uno schema tomografico, tale tecnica consente di spazializzare le proprietà geofisiche del sottosuolo restituendo modelli bi-tridimensionali. Se le suddette misure sono ripetute nel tempo in modalità time-lapse (Fig. 6.4), le variazioni della resistività osservate nel tempo possono fornire indicazioni sull'evoluzione di processi dinamici in corso (Chambers et al., 2012; Uhlemann et al., 2017).

Per ridurre l'incertezza intrinseca del modello geofisico e del modello idrologico fortemente non lineare di Richards, nonché quella legata alla calibrazione delle funzioni di correlazione precedentemente indicate, è stata sviluppata una branca della geofisica detta idrogeofisica (Rubin e Hubbard, 2006), che combina i due modelli mediante un approccio di inversione integrata che correla misure geofisiche e idrauliche acquisite nel tempo. Sono stati sviluppati approcci di inversione accoppiata e disaccoppiata (Camporese et al., 2011; Day-Lewis et al., 2005; Mboh et al., 2012;

Rossi et al., 2015), tecniche di data assimilation (De Carlo et al., 2018; Pleasants et al., 2022; Tso et al., 2020) e tecniche geostatistiche applicate ai modelli geofisici (De Carlo et al., 2023; Farzamian et al., 2015; Singha e Gorelick, 2005) che hanno consentito di migliorare la stima delle proprietà idrauliche in condizioni non sature.

Un ruolo cruciale nei processi di flusso e trasporto nella zona vadosa viene svolto da percorsi preferenziali che influenzano fortemente i processi idrologici come l'infiltrazione, il trasporto dei contaminanti e la ricarica dell'acquifero, in quanto sono in grado di veicolare rapidamente notevoli quantità di acqua e di mobilitare sostanze inquinanti influenzando fortemente la quantità e la qualità delle risorse idriche sotterranee. Infatti, l'acqua che si infiltra in superficie attraversa la zona insatura principalmente secondo due modalità: in modo isotropo oppure, più rapidamente, seguendo percorsi preferenziali in corrispondenza di discontinuità tessiturali, litologiche, stratigrafiche, tettoniche e idrauliche.

I differenti meccanismi di flusso, omogeneo o preferenziale, hanno un grande impatto sugli ecosistemi, sull'agricoltura e sulle risorse idriche poiché condizionano la quantità e la velocità con cui l'acqua si distribuisce tra superficie, zona insatura e falda idrica sotterranea. Hartmann et al. (2021) hanno dimostrato che l'inadeguata conoscenza dei processi di flusso rapido conduce a sottostimare la velocità di ricarica della falda e il rischio di contaminazione comportando gravi pericoli nelle aree del Mediterraneo e del Nord Africa. Prevedere il percorso, la velocità e le modalità con cui l'acqua si muove, quindi, è fondamentale per quantificare i rischi di contaminazione per le acque sotterranee, per pianificare interventi di bonifica e/o recupero delle risorse idriche, per migliorare la gestione delle acque in agricoltura e prevenire rischi di inondazioni. Ciò nonostante, studi che riguardano l'individuazione di processi di

flusso preferenziali sono ancora rari e i metodi che ne consentono la visualizzazione sono pochissimi data la complessità di individuare i meccanismi attraverso i quali si verificano (Nimmo, 2021).

Comunemente vengono studiati seguendo l'infiltrazione di traccianti colorati che consentono di visualizzare i percorsi e di analizzarli da un punto di vista quali-quantitativo (Bogner et al., 2013; Flury et al., 1994; Kodešová et al., 2012): lisimetri (Shipitalo et al., 1994), drenaggi sotterranei (Richard e Steenhuis, 1988; Smith e Capel, 2018) e collettori compartimentati (Bloem et al., 2010; Dahan et al., 1998) sono spesso utilizzati per misure di flusso preferenziale a scala di campo.

Tuttavia, tali metodi sono difficilmente applicabili in zone insature profonde, mentre sensori tipicamente utilizzati per

misurare le proprietà idrologiche del suolo (TDR, FDR precedentemente citati e il Time Domain Transmission -TDT o sensori capacitivi) non sono in grado di catturare la dinamica di percorsi preferenziali a scala di campo per diversi motivi: (a) sono invasivi; (b) investigano un volume piuttosto ridotto; (c) in termini pratici è complicato installare un numero significativo di tali sensori distribuiti a differenti profondità, ancor più se la zona non satura è costituita da rocce.

Per superare in parte tali limitazioni e al tempo stesso ricavare informazioni utili per la comprensione delle dinamiche dei processi idrologici in corso, sono comunemente utilizzate le tecniche di *imaging* geofisico che, a seconda dello spessore non saturo, possono "osservare" flussi preferenziali che avvengono nel sottosuolo con un grado di risoluzione spaziale variabile da pochi centimetri a qualche metro (Ellefsen et al., 2002; Hubbard et al., 1997; Kukemilks e Wagner, 2021; Lane et al., 1995; Martin et al., 2022; Revil et al., 2005). Un recente studio (De Carlo et al., 2021) condotto simulando eventi di pioggia indotti artificialmente ha evidenziato come un monitoraggio geofisico 4D ad alta risoluzione può rilevare l'attivazione di percorsi preferenziali a una scala spaziale sub-metrica (Fig. 6.5).

Tutti i metodi menzionati si limitano a investigare il processo a scala di campo, più o meno ampia, o a scala di laboratorio ma in realtà condizioni favorevoli al verificarsi di flusso preferenziale sono presenti anche a scala di poro.

Caputo et al. (2023), utilizzando diversi approcci sperimentali hanno evidenziato la coesistenza di condizioni di flusso preferenziale analizzando un sistema acquifero carbonatico carsico complesso attraverso l'integrazione di osservazioni a diverse scale:

1. alla scala di campione, mediante test di laboratorio che hanno utilizzato il porosimetro a intrusione di mercurio, il Quasi-Steady Centrifuge method (Caputo e Nimmo, 2005), il metodo di evaporazione (Wind, 1969), e potenziometro del punto di rugiada (Campbell et al., 2007), per studiare l'effetto della distribuzione delle dimensioni dei pori sulle caratteristiche idrauliche quindi le condizioni di attivazione del flusso preferenziale;
2. alla scala di campo, attraverso l'utilizzo di metodi geofisici per il monitoraggio dell'infiltrazione di pioggia indotta in maniera controllata mediante un simulatore di pioggia artificiale, per visualizzare percorsi preferenziali legati alla porosità secondaria degli strati insaturi del sottosuolo (De Carlo et al., 2021);
3. a scala di bacino, attraverso la modellazione di dati di livelli idrici con i metodi basati sulla Master Recession Curve e Episodic Master Recession (Nimmo e Perkins, 2018) per stimare la di ricarica dell'acquifero associata un evento di pioggia naturale.

Lo studio ha dimostrato che i processi di flusso preferenziale agiscono a varie scale, da quella di poro o quella di bacino, comportando la rapida mobilitazione di importanti volumi di acqua con conseguenti effetti su velocità di ricarica e trasporto dei contaminanti, quindi sullo stato qualitativo e quantitativo delle acque sotterranee. La complessità dei processi richiede alla comunità scientifica approfondimenti sperimentali, metodologici e strumentali in grado di rispondere alla necessità di effettuare misure a varia scala, per migliorare la comprensione dei flussi preferenziali e giungere a una nuova concettualizzazione, indispensabile per lo sviluppo di idonei modelli numerici.

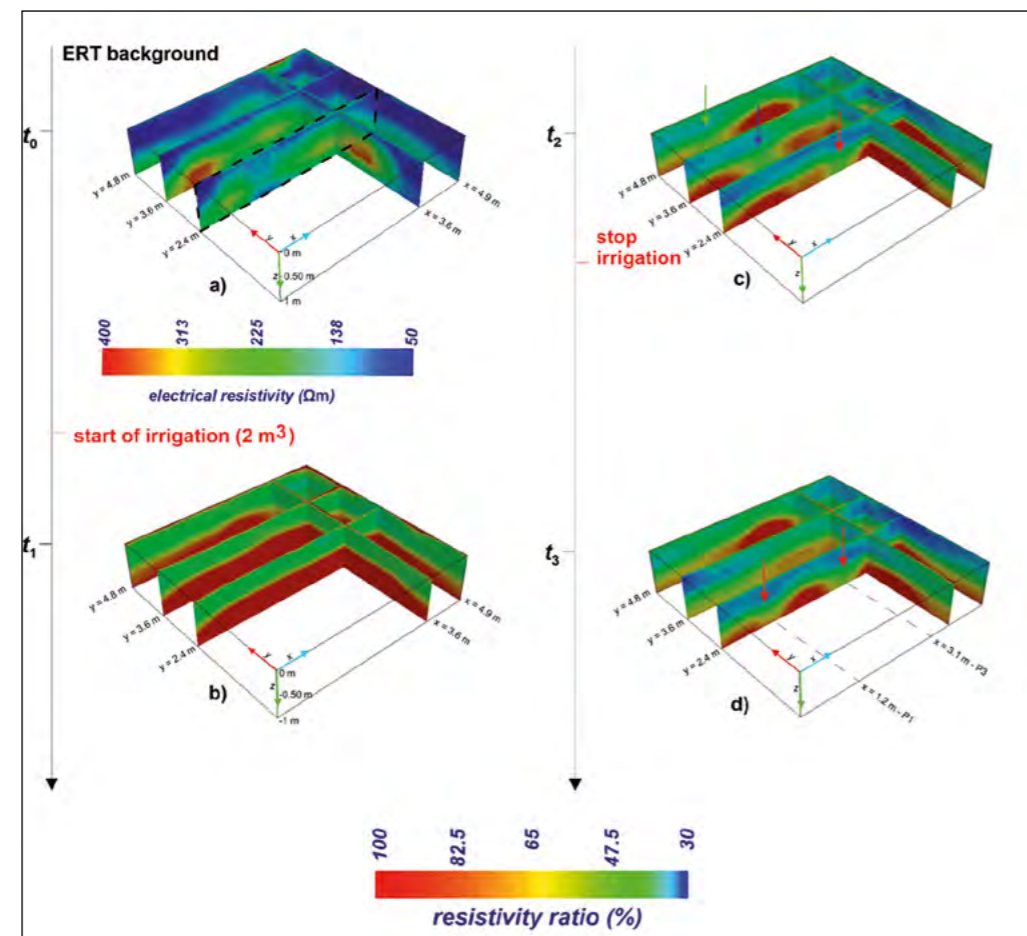


Figura 6.5

Monitoraggio geofisico ERT dell'infiltrazione di un evento di pioggia indotto artificialmente con individuazione di flussi preferenziali (modificata da De Carlo et al., 2021). La distribuzione della resistività elettrica è stata ricostruita prima dell'immissione di una quantità di acqua pari a 2 m³ (tempo t₀) ed è stata monitorata in tre distinti tempi: b) dopo 1 h; c) 4 h; d) 10 h.

La siccità del 2022-2023 nel bacino del fiume Po. Impatti sul contenuto idrico del suolo

La siccità nel bacino del Po durante l'estate del 2022 è stata eccezionale anche in termini di volume di acqua contenuto nel suolo.

La Figura 6.6 (a, b) riporta le stime satellitari del volume totale di acqua nel suolo osservato attraverso i dati di GRACE (Gravity Recovery and Climate Experiment) e GRACE-FO (GRACE-Follow On) modificata da Avanzi et al. (2024). Nel periodo 2021-2022 si sono verificate condizioni inedite nel bacino del fiume Po rispetto al periodo 2002-2022. Il picco stagionale di metà inverno dell'acqua terrestre all'inizio del 2022 non solo è stato il più basso dell'era GRACE, ma era anche paragonabile in grandezza a diversi passati minimi estivi. Da settembre 2021 ad agosto 2022 i valori del volume di acqua nel suolo sono stati stabilmente sotto il primo quartile osservato nell'intero periodo; ad agosto 2022 si è toccato il minimo della serie osservata.

Se si considera l'umidità del suolo superficiale, cioè quella disponibile nel primo strato di suolo e utili per scopi agricoli, i risultati sono analoghi a quanto visto in precedenza. In questo caso i dati hanno una maggior risoluzione spaziale e si possono evidenziare le aree nella Pianura Padana caratterizzate da condizioni peggiori (nord-ovest) (Fig. 6.6c). Andando poi ad analizzare la serie temporale dal 2007 al 2023 in Piemonte (Fig. 6.6d) si evidenzia chiaramente che le anomalie negative di umidità del suolo sono iniziate già a partire da marzo 2021 e a giugno-luglio 2022 si è osservato il minimo mai registrato sulla serie satellitare.

In sintesi, le condizioni dell'estate 2022 nel Nord Italia sono state le più gravose mai registrate a partire dagli inizi del 2000 - periodo a partire dal quale le osservazioni satellitari sono disponibili e affidabili - per il volume di acqua nel suolo sia profondo che superficiale.

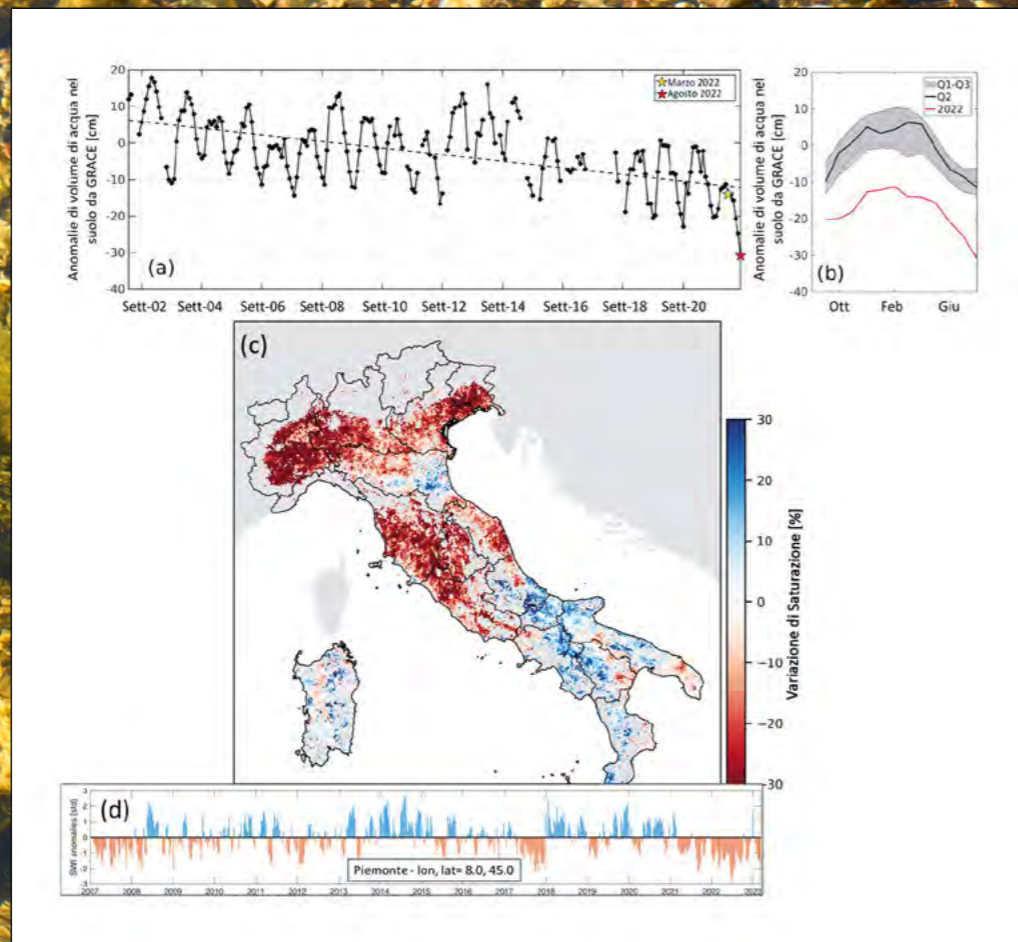


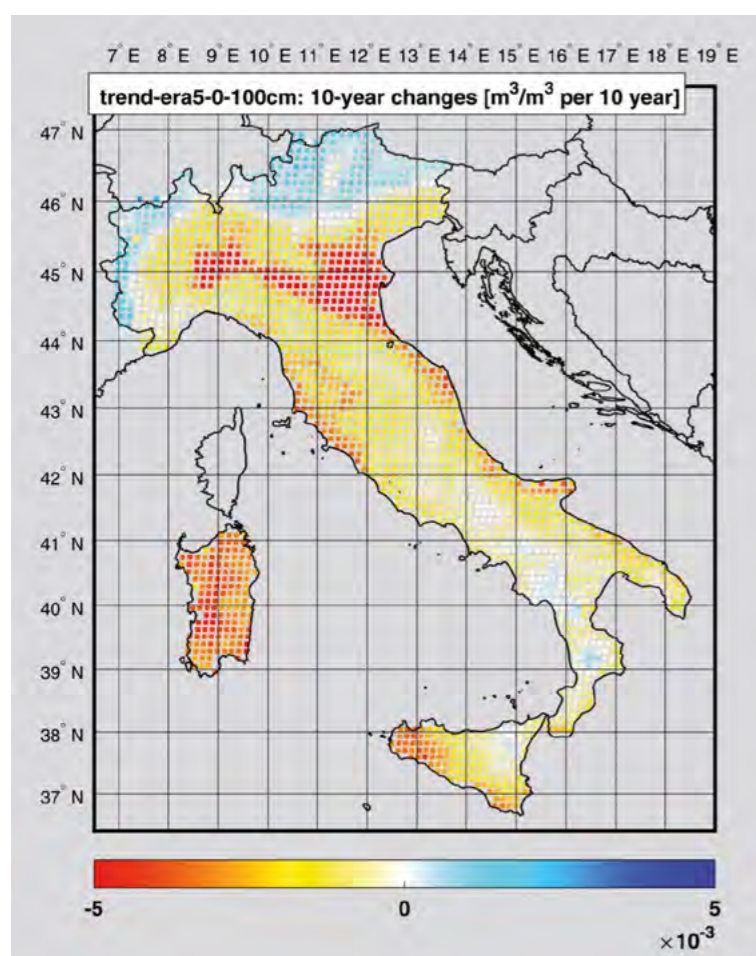
Figura 6.6

Stime satellitari del volume totale di acqua nel suolo osservato attraverso i dati di GRACE (Gravity Recovery and Climate Experiment) e GRACE-FO (GRACE-Follow On) (modificata da Avanzi et al., 2024).

Regime pregresso e stato attuale

Figura 6.7

Trend di umidità del suolo (m^3/m^3 ogni 10 anni) fornite dalla modellazione ERA5-Land dal 1950 al 2023 (spessore di suolo da 0 a 100 cm) per l'intero territorio italiano.



La valutazione del regime pregresso dell'umidità del suolo a scala nazionale non è stata condotta in studi precedenti specifici per l'Italia. Tuttavia, esistono diversi studi, anche molto recenti, che analizzano le variazioni dell'umidità del suolo sia su scala globale (ad esempio, Liu et al., 2023; Řehoř et al., 2024) che europea (ad esempio, Almendra-Martin et al., 2022).

Tutti questi studi utilizzano dati forniti dalla modellazione, seppur un'analisi

globale delle variazioni dell'umidità del suolo da dati satellitari è anch'essa presente in diverse pubblicazioni (ad esempio, Peng et al., 2023).

In generale, i diversi studi mostrano una tendenza decrescente dell'umidità del suolo nella regione del Mediterraneo, e quindi anche in Italia, nel periodo 1991–2020. Le variazioni negative sono più importanti nei mesi di gennaio, aprile e luglio; tuttavia, le diverse analisi forniscono risultati leggermente diversi in funzione del modello utilizzato e, soprattutto, del periodo di analisi.

Per fornire indicazioni più precise sulle tendenze dell'umidità del suolo in Italia, gli autori hanno condotto un'analisi specifica per questo volume considerando i dati modellati ERA5-Land dal 1950 al 2023, per uno spessore di suolo di 100 cm e con una risoluzione spaziale e temporale rispettivamente di 10 km e mensile. La Figura 6.7 mostra la tendenza dal 1950 al 2023 per l'intero territorio italiano ed evidenzia una generale diminuzione dell'umidità del suolo seppur di entità limitata ($<0.005 m^3/m^3$ ogni 10 anni). Le aree dove è osservata una maggiore diminuzione sono la pianura Padana, la Sardegna e la Sicilia occidentale. In queste aree la riduzione dell'umidità del suolo nei 70 anni di analisi è risultata pari a circa $0.03-0.04 m^3/m^3$ che rappresenta un valore significativo considerando che la variabilità dell'umidità dal modello, cioè il range di variazione temporale, è compresa

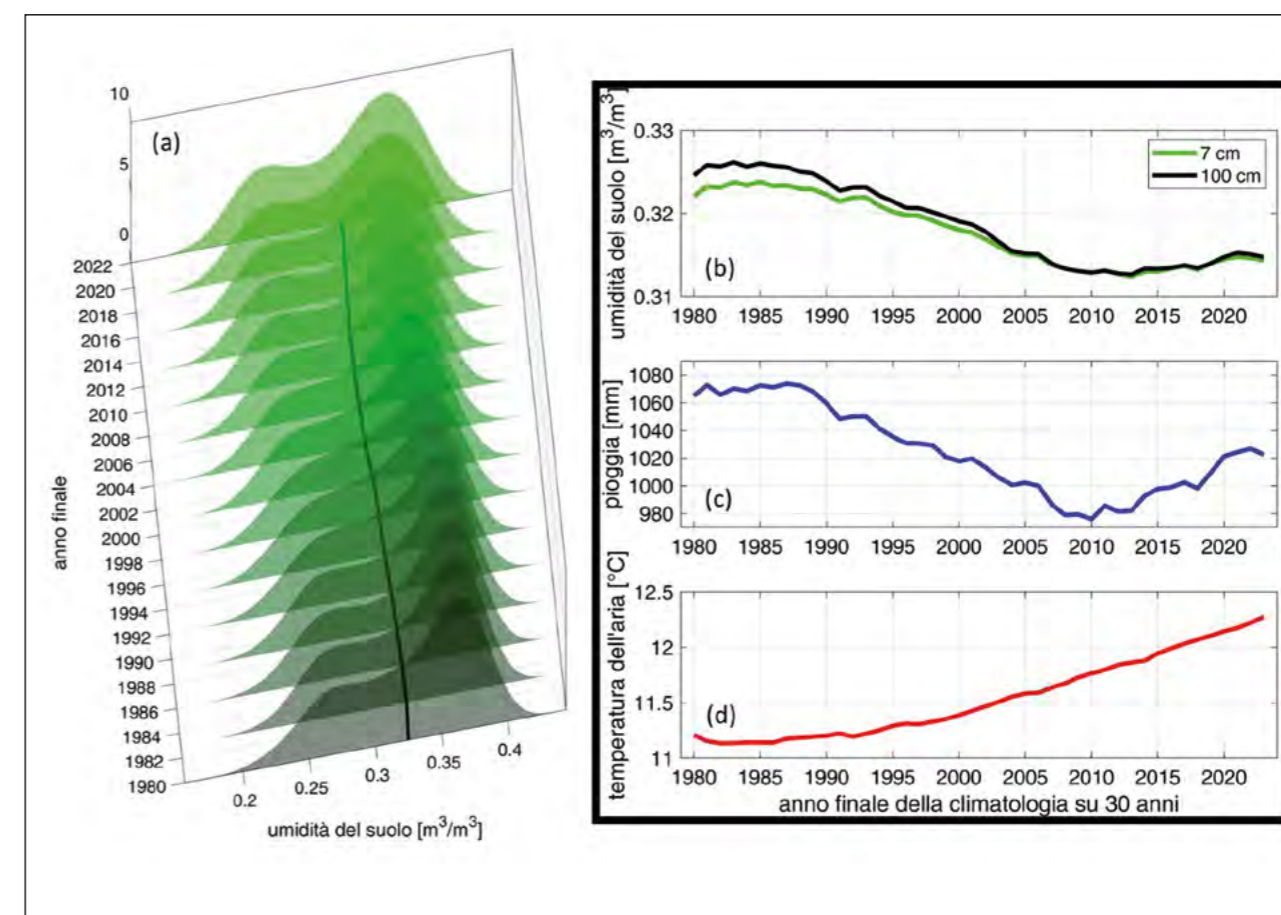
tra 0.2 e $0.3 m^3/m^3$, variabile nelle diverse aree del territorio italiano in funzione delle caratteristiche dei suoli.

Un'analisi ulteriore è stata effettuata calcolando la climatologia dell'umidità del suolo su intervalli temporali variabili di 5 e 30 anni, per vedere come essa è cambiata nel periodo di analisi. La Figura 6.8 mostra a sinistra la distribuzione di probabilità dell'umidità del suolo ogni 5 anni e a destra l'andamento temporale della climatologia sia per lo strato superficiale (0-7 cm) che

profondo (0-100 cm) (pannello in alto), per le precipitazioni (pannello centrale) e per la temperatura dell'aria (pannello in basso). Tutti i dati sono ottenuti da ERA5 Land. Le variazioni negative di umidità del suolo sono evidenti, legate sia alla generale riduzione delle precipitazioni che all'aumento della temperatura dell'aria. La distribuzione di probabilità negli anni rimane pressoché invariata, con la presenza evidente di un doppio picco legata al perseverare di condizioni secche e umide nel periodo estivo e invernale.

Figura 6.8

Distribuzione di probabilità dell'umidità del suolo da modellazione ERA5 Land dal 1950 al 2023 ogni 5 anni (a). Andamento temporale della climatologia (media su 30 anni) dell'umidità del suolo a 7 e 100 cm (b), delle precipitazioni (c) e della temperatura dell'aria (d) dal 1950 al 2023 (destra).



Impatti del cambiamento climatico sul suolo e sull'interazione suolo-atmosfera

Il cambiamento climatico ha profondi impatti sulla zona insatura attraverso le alterazioni della temperatura, dei trend di precipitazione e della frequenza degli eventi meteorologici estremi. Questi cambiamenti influenzano le dinamiche dell'umidità del suolo, i tassi di ricarica delle falde acquifere e il ciclo idrologico complessivo.

È noto che i cambiamenti climatici determinano una variazione nei trend di precipitazione: i modelli climatici prevedono regimi di precipitazione più irregolari, con periodi di siccità più lunghi interrotti da precipitazioni intense. Questa variabilità può portare a periodi di siccità, che riducono l'umidità del suolo, seguiti da forti piogge, che potrebbero non infiltrarsi e non ricaricare efficacemente la zona vadosa a causa del rapido deflusso (IPCC, 2021). Forse l'effetto più significativo è la diminuzione dell'infiltrazione e dunque della ricarica ai corpi idrici sotterranei: le precipitazioni intense possono portare al deflusso superficiale piuttosto che all'infiltrazione, diminuendo l'acqua disponibile nella zona vadosa (Scanlon et al., 2005).

Altra conseguenza significativa è l'aumento di temperatura, che a sua volta provoca l'aumento del tasso di evaporazione dal suolo, riducendo la quantità di acqua trattenuta nella zona vadosa (Trenberth, 2011), provocando anche una maggiore evapotraspirazione delle piante, riducendo ulteriormente i livelli di umidità del suolo (IPCC, 2021). A sua volta, la diminuzione del contenuto d'acqua nei suoli ha impatto anche sulla disponibilità della risorsa idrica in agricoltura, causando

stress idrici nel suolo, tali da arrestare la crescita, ridurre le rendite dei raccolti e, nei casi più gravi, addirittura provocare il fallimento del raccolto (Lobell e Gourdj, 2012). L'impatto sulla gestione delle risorse idriche è molto significativo, poiché aumenta la dipendenza dall'irrigazione, esercitando una maggiore pressione sugli acquiferi, portando a un possibile sovrasfruttamento delle risorse idriche sotterranee (IPCC, 2021). Cicli ripetuti di siccità e forti piogge possono portare all'erosione e al degrado del suolo, riducendo ulteriormente la capacità del suolo di trattenere l'acqua (Scanlon et al., 2005).

Conseguenti a questi sono gli impatti sulla vegetazione: essa è direttamente influenzata dai cambiamenti nell'umidità del suolo, che impattano la salute e la produttività delle piante: i cicli di crescita possono risultare alterati; cambiamenti nei tempi e nella quantità delle precipitazioni possono spostare le stagioni di crescita, potenzialmente disadattando i cicli di crescita delle colture con la disponibilità delle acque (Lobell e Gourdj, 2012). Una maggiore frequenza di siccità e ondate di caldo può portare a stress e mortalità delle piante, riducendo la copertura vegetale e alterando le dinamiche dell'ecosistema (IPCC, 2021). Le interazioni tra suolo e atmosfera sono fondamentali per il sistema climatico più ampio, poiché influenzano gli scambi di energia e acqua: la ridotta umidità del suolo limita l'attività microbica, diminuendo i tassi di respirazione del suolo e alterando potenzialmente il ciclo del carbonio (Trenberth, 2011). D'altro canto, i suoli con minore contenuto d'acqua han-

no proprietà termiche diverse rispetto ai suoli più umidi, influenzando i flussi di calore tra la superficie terrestre e l'atmosfera. Ciò può avere conseguenze sui modelli climatici locali e regionali (Scanlon et al., 2005). Infine, i cambiamenti nella vegetazione e nell'umidità del suolo possono creare circuiti di feedback che aggravano gli impatti dei cambiamenti climatici. Ad esempio, una ridotta copertura vegetale può ridurre l'evapotraspirazione, portando a temperature più elevate e a un ulteriore essiccamento del suolo (IPCC, 2021).

Per gli scopi di questo capitolo, interessa soprattutto sottolineare gli effetti del cambiamento climatico, attraverso la zona insatura, sugli acquiferi e sulla loro ricarica, al fine di individuare azioni gestionali atte a mitigare le conseguenze di questi cambiamenti. Per esempio, si è osservato (Klove et al., 2014) che acquiferi superficiali, non confinati, rispondono più velocemente ai cambiamenti, mentre acquiferi più profondi, e quelli confinati subiscono più lentamente gli effetti del cambiamento climatico. D'altro canto, la variazione dei livelli, sia per le acque superficiali che per quelle sotterranee, può mutare le interazioni tra questi diversi corpi idrici, e così anche le caratteristiche dell'approvvigionamento idrico (Sapriza-Azuri et al., 2015).

È stato anche dimostrato (Van Loon et al., 2014) che, in ambienti con un significativo ciclo stagionale, come quelli mediterranei, anche trend lineari di siccità meteorologica (precipitazioni sotto la norma) inducono risposte non lineari nella siccità

del contenuto d'acqua (immagazzinamento sotto la norma nella zona non satura) e nella siccità idrologica (disponibilità d'acqua sotto la norma nei corpi idrici superficiali e negli acquiferi). In letteratura si trovano anche importanti studi sugli effetti dei cambiamenti climatici sulla dinamica della ricarica, e sulla variazione dei tempi di arrivo: vale la pena di citare per esempio il lavoro monumentale (Rossman et al., 2014) in cui una modellazione in questo senso viene effettuata nella regione statunitense del Nebraska Sand Hills, fornendo stime sia per scenari più piovosi che per scenari più siccitosi.

Per mitigare gli effetti di queste anomalie significative nel clima e nell'uso del suolo, una strategia è quella di lavorare sul funzionamento della capacità di stoccaggio delle acque sotterranee (Managed Aquifer Recharge), sulla gestione connettiva degli usi e sull'utilizzo delle nuove tecnologie (Klove et al., 2014). Si veda, a questo proposito, il Capitolo 8.

In definitiva, il cambiamento climatico pone sfide significative alla zona insatura e alla sua capacità di sostenere le risorse idriche essenziali per l'agricoltura e gli ecosistemi naturali. L'alterazione dei pattern delle precipitazioni, l'aumento delle temperature e gli eventi meteorologici estremi influiscono sulle dinamiche dell'umidità del suolo, sulla salute della vegetazione e sui processi critici all'interfaccia suolo-atmosfera. Comprendere questi impatti è fondamentale per sviluppare strategie di adattamento volte a mitigare gli effetti negativi dei cambiamenti climatici sulla gestione delle risorse idriche.

Strumenti modellistici di analisi e previsionali

I modelli idrologici e di superficie (chiamati Land Surface Model) sono ampiamente utilizzati per stimare l'umidità del suolo a diverse scale spaziali e temporali (ad esempio, Balsamo et al., 2015). Fondamentalmente, i modelli utilizzati dalle diverse comunità (idrologica, meteorologica, climatica) utilizzano lo stesso insieme di equazioni per simulare il bilancio idrologico ed energetico, e quindi l'umidità del suolo (ad esempio, Brocca et al., 2014). I modelli si differenziano per la discretizzazione spaziale (orizzontale e verticale) e temporale, per i processi fisici simulati e per la corrispondente parametrizzazione. La finezza della griglia di discretizzazione (sia spaziale che temporale) dipende dall'applicazione, dal modello utilizzato, dai metodi numerici con cui esso viene implementato, e talvolta persino dalla comunità scientifica di riferimento, che può essere più interessata a una scala piuttosto che a un'altra.

Potenzialmente, attraverso la modellazione siamo in grado di ottenere stime dell'umidità del suolo alla risoluzione temporale e spaziale desiderata (ad esempio, sub-oraria e 100 m, Bierkens et al., 2015).

L'accuratezza dei dati modellati sull'umidità del suolo dipende fortemente dal modello utilizzato. Tuttavia, oltre all'accuratezza del modello, anche la qualità delle osservazioni meteorologiche uti-

lizzate come dati di input gioca un ruolo molto importante. Anche un modello perfetto fallirà se la qualità o la densità degli input meteorologici è bassa. Allo stesso modo, anche la discretizzazione spaziale e temporale dipende dalla risoluzione delle forzanti meteorologiche e delle informazioni statiche, come le mappe di uso del suolo e di tessitura del terreno (Brocca et al., 2014). A volte, i dati modellati ad alta risoluzione (ad esempio, 500 m) sono ottenuti utilizzando come input forzanti meteorologici a scala più grossolana (ad esempio, dati di precipitazione con risoluzione di 10-100 km). In questi casi, la risoluzione effettiva dei dati modellati dovrebbe essere quella degli input meteorologici (cioè, 10-100 km e non 500 m).

Un problema comune è legato alla parametrizzazione della complessa struttura di modellazione e dei valori dei parametri del modello. Ad esempio, la parametrizzazione dei parametri idraulici del suolo è un compito molto difficile, anche in siti sperimentali ben strumentati, e soprattutto su grandi aree (Hopmans et al., 2002). Inoltre, molti processi idrologici chiave sono estremamente difficili da parametrizzare (ad esempio, l'irrigazione, la gestione degli invasi, la fusione della neve, l'intercettazione della copertura vegetale), soprattutto in regioni remote (deserti, foreste pluviali, alte quote). Per-

tanto, i dati modellati sull'umidità del suolo rappresentano sicuramente un'importante serie di dati che, tuttavia, devono essere utilizzati con cautela.

A scala nazionale, sono disponibili diverse opzioni per ottenere stime di umidità del suolo da modellazione idrologica e meteorologica. Fondazione CIMA, in collaborazione con il Servizio nazionale della protezione civile, fornisce stime di umidità del suolo dalla modellazione CONTINUUM (Silvestro et al., 2013; si vedano anche il Capitolo 3 e il Capitolo 7) con una risoluzione spaziale di 500 m e temporale oraria (Fig. 6.9). In alternativa, si possono usare le stime fornite dai modelli meteorologici e in particolare dai dati di rianalisi. Un esempio è il prodotto di umidità del suolo (giornaliero, 9 km, 4 diversi strati di suolo, dal 1959 a oggi fornito dalla rianalisi dell'ECMWF (European Centre for Medium-range Weather Forecasts) utilizzata nel paragrafo 4.5.3 per fornire indicazioni sullo stato pregresso (<https://cds.climate.copernicus.eu/datasets/re-analysis-era5-land?tab=overview>). Un altro modello di rianalisi sviluppato *ad hoc* per l'Italia è MERIDA (<https://merida.rse-web.it/>), attualmente disponibile alla risoluzione di 21 km e 7 km, dal 1990 al 2022. Un'alternativa ulteriore utilizzata a

livello regionale e nazionale è rappresentata dall'utilizzo di modellazione di bilancio idrologico (ad esempio, Brocca et al., 2014), disponibile per la Regione Umbria, Sardegna e Marche nell'ambito di accordi di collaborazione tra queste regioni e l'Istituto di ricerca sulla protezione idrogeologica del CNR.

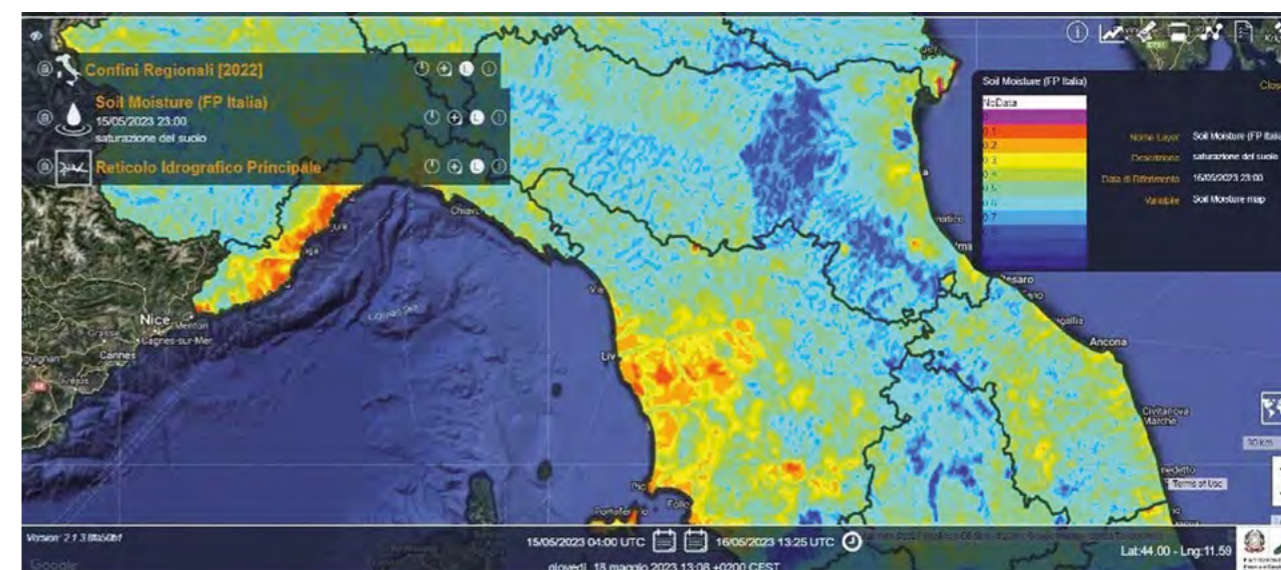
In generale, per la modellistica della zona non satura sub-superficiale, i dati di contenuto d'acqua in superficie, modellati attraverso le tecniche appena descritte, rappresentano o possono rappresentare le condizioni al contorno superiori del dominio non-saturo.

Per quanto riguarda la modellazione della dinamica dell'acqua nella zona non satura, come anticipato nell'introduzione a questo capitolo, il modello di riferimento è l'equazione di Richardson-Richards, più nota come equazione di Richards (Richards, 1931), il cui studio quantitativo consente, per esempio, di stimare i tempi di arrivo in falda, oppure la disponibilità d'acqua per le piante, o la capacità di assorbimento dei suoli dopo eventi meteorici intensi.

Si è già accennato alla complessità di questo modello di advezione-diffusione,

Figura 6.9

Esempio di mappa di umidità del suolo dal modello CONTINUUM (Silvestro et al., 2013) per il 15 maggio 2023 (prima dell'evento alluvionale in Emilia). Fonte: Dewetra - sistema del Servizio nazionale della protezione civile per il monitoraggio in tempo reale dei rischi naturali.



che regola il flusso idrico nella zona non satura, assumendo che il mezzo sia poroso; si è inoltre già discusso della necessità e difficoltà di stimare i parametri idraulici coinvolti in questa equazione (paragrafo 6.2): alcuni sono parametri fisici, (contenuto d'acqua saturo e residuo, conducibilità idraulica satura), altri dipendono solo dal tipo di funzione empirica con cui si cerca il *non-linear fitting* dei dati raccolti per la caratterizzazione idraulica (modelli di Van-Genuchten- Mualem, di Haverkamp, di Brooks and Corey, di Gardner; si veda, ad esempio, Van Genuchten e Nielsen, 1985).

Nella sua formulazione pressure-based l'equazione di Richards ha la seguente forma:

$$\text{eq. 6.1} \quad C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \nabla \cdot \kappa(h) \nabla h - \frac{\partial K}{\partial z}$$

ove i termini h , K (rispettivamente potenziale matriciale e conducibilità idraulica) sono già stati introdotti nel paragrafo 6.2.2, e $C(h)$ è un termine capacitivo che rappresenta la derivata del contenuto d'acqua rispetto alla pressione. In generale, proprio la natura fortemente non-lineare di queste funzioni idrauliche, e del termine capacitivo da essa derivato, determinano la marcata non-linearità dell'equazione di Richards, che può diventare anche degenerare nel caso saturo, cioè mutare la sua natura di equazione alle derivate parziali, da parabolica a ellittica. Tale non-linearità impatta sul mal-condizionamento della matrice di massa (ossia la derivata del contenuto d'acqua rispetto alla pressione) che pre-moltiplica la derivata temporale del potenziale matriciale. È anche necessario osservare che questa equazione può essere dotata di un termine forzante per descrivere l'assorbimento radicale macroscopico.

Per quanto riguarda la soluzione dell'equazione di Richards, ci sono solo poche soluzioni analitiche, generalmente ottenute a partire da funzioni idrauliche sem-

plificate (ad esempio, Gardner, 1965), e con condizioni al contorno e iniziali prefissate (ad esempio, Barry et al., 1993; Broadbridge et al., 2017).

Per questo motivo, un grande interesse è nato, sin dagli anni '90 del secolo scorso (Celia et al., 1990) per le soluzioni numeriche dell'equazione di Richards. Un lettore curioso potrà trovare molti dettagli nell'illuminante *review* di Farthing e Ogden (2017). Qui riteniamo sufficiente menzionare che questa equazione è stata risolta, negli anni, con metodi alle differenze finite (Berardi et al., 2018; Berardi et al., 2020; Chavez-Negrete et al., 2018; Tocci et al., 1997), elementi finiti e volumi finiti (ad esempio, Bause e Knabner, 2004; Li et al., 2007), per quanto riguarda la discretizzazione spaziale. Per quanto riguarda l'integrazione nel tempo, sono stati pubblicati molti articoli riguardo alla gestione ottimale della non-linearità attraverso metodi impliciti o semi-impliciti, e come approcciare la soluzione del problema non-lineare derivante dall'uso di integratori impliciti in tempo (metodi di Newton, di Picard, etc.): si veda, al riguardo, Bergamaschi e Putti (1999); Casulli e Zanolli (2010); List e Radu (2016).

All'atto pratico, esistono diversi software scientifici o commerciali dedicati alla risoluzione numerica dell'equazione di flusso non saturo. Vale la pena di citare, tra questi, il software *Hydrus* (Šimůnek et al., 2008), di cui è disponibile gratuitamente solo la versione 1D, mentre il software *CATHY* (Camporese et al., 2010) è completamente open source. In MODFLOW è possibile considerare il pacchetto *Unsaturated zone flow* (UZ, Niswonger et al., 2006), che simula solo il flusso verticale.

Dal punto di vista matematico è ovviamente interessante studiare il problema in domini bidimensionali o tridimensiona-

li. Tuttavia, la non-linearità del problema, e la conseguente lentezza di calcolo, unite alla costitutiva e significativa incertezza nei parametri e difficoltà nella spazializzazione degli stessi, suggeriscono di concentrarsi, per applicazioni pratiche, sia in ambito agronomico che strettamente idrologico, sulla modellistica 1-dimensionale verticale, dato che il fenomeno di infiltrazione è prevalentemente governato dalla gravità (si veda, ad esempio, Romano et al., 1998). Vale la pena di menzionare, per esempio, l'applicazione del codice Flows-HAGES, risolutore 1D per l'equazione di Richards, per l'identificazione dei fabbisogni irrigui ottimali su un intero distretto irriguo, come in Coppola et al. (2019).

Un discorso a parte merita la modellistica fisicamente basata dei flussi preferenziali, il cui monitoraggio è stato discusso nel paragrafo 6.2.2. Si possono presentare casi di mezzi porosi sovrapposti, in cui la principale attenzione è nel trattare in maniera appropriata l'interfaccia tra i due mezzi (si veda, ad esempio Berardi et al., 2018; Berardi et al., 2020) o casi più complessi in cui il mezzo è attraversato da fratture, spesso presenti tra matrici rocciose quasi impermeabili: in questi casi, l'approccio del cosiddetto "poroso equivalente" (Bear, 2013) è decisamente più semplice, ma meno accurato. Si sono quindi sviluppati modelli *ad hoc* per le cosiddette *discrete fracture networks* (DFNs), in grado di identificare i percorsi preferenziali del flusso delle acque sotterranee attribuibili a bruschi cambiamenti nella permeabilità locale a causa delle fratture o dentro le stesse. Modelli equivalenti basati sul continuo sono spesso incoerenti in formazioni rocciose molto eterogenee e portano a risultati inaffidabili (Masciopinto et al., 2021). L'eterogeneità degli acquiferi fratturati è un fattore che può causare andamenti anomali (cioè, non gaussiani) e le corrispondenti curve

di interpolazione del materiale trasportato possono subire effetti macro-dispersivi. Una disamina completa della modellistica in questa direzione può essere trovata in Masciopinto et al., 2021, mentre approcci più strettamente computazionali sono stati recentemente introdotti in Masciopinto e Fadakar Alghalandis (2024).

In definitiva, benché i modelli fisicamente basati per la zona non satura siano ormai ben consolidati, il loro utilizzo nell'ambito della gestione delle risorse idriche a scala di bacino è indubbiamente molto limitato, per i seguenti motivi, che elenchiamo sinteticamente:

1. **l'onerosità nel ricavare dati per una calibrazione dei modelli di flusso nel non saturo, sia per le curve di ritenzione idrica, sia per la funzione di conducibilità idraulica;**
2. **le difficoltà numeriche legate alla non linearità delle equazioni (e dei processi) sono ancora significative;**
3. **la presenza di un gap di scala tra le informazioni necessarie per la calibrazione delle curve di conducibilità e di ritenzione e tutte le altre le informazioni necessarie per caratterizzare il flusso nel saturo a una scala di bacino (reale litologia dei suoli, presenza di possibili reti di fratture, livello della falda, eterogeneità spaziali dei suoli, interazioni con le acque superficiali e difficoltà a integrare i modelli per le acque basse con quelli per la zona non satura).**

Le domande di ricerca relative al contributo del suolo e della zona non satura nella stima del bilancio idrico si possono articolare, schematicamente, lungo due direttrici:

a. la stima del bilancio idrico al suolo in funzione dell'uso del suolo (con ripercussioni di vario tipo, dalla stima del *run off* in caso di eventi meteorici intensi, alla stima del fabbisogno idrico delle colture in funzione delle condizioni meteo-climatiche e di suolo attuali): questo aspetto ha indubbiamente un effetto molto rilevante sulla ricarica degli acquiferi;

b. la stima dei flussi idrici attraverso la zona non satura e dei relativi tempi di arrivo in falda, che ha risvolti pratici molto importanti, specie per la gestione delle risorse idriche sotterranee.

Con riferimento all'umidità del suolo, recentemente sono disponibili osservazioni satellitari ad alta risoluzione sia nello spazio (fino a 100 m) che nel tempo (sub-giornaliera), e nuove reti di stazioni a terra in alcune regioni italiane (ad esempio, Valle d'Aosta, Umbria, Marche, Abruzzo). L'integrazione di queste osservazioni con la modellazione avanzata già presente e sviluppata in Italia permetterebbe di ottenere il monitoraggio dell'umidità del suolo a scala nazionale e ad alta risoluzione spaziale e temporale (100 m, oraria). Tali informazioni risultano cruciali per una molteplicità di applicazioni in idrologia e in agricoltura, e in particolare per il monitoraggio della siccità con un

elevato grado di dettaglio. Attività focalizzate a questo obiettivo sono già in corso in alcune regioni italiane, e l'estensione a scala nazionale sarebbe auspicabile. Pur riconoscendo l'importanza di tale strumento nella definizione del bilancio idrico a scala di bacino, in ambito agronomico la gestione delle attività agricole di aree molto estese richiede un'integrazione delle mappe satellitari con uno strato informativo a scala di campo, in grado di poter definire aree a differente gestione, le cosiddette *management zones*, basate sulla variabilità spaziale e temporale in termini di tessitura, deficit idrico e resa colturale (De Benedetto et al., 2013; Grunwald et al., 2015; Saifuzzaman et al., 2019; von Hebel et al., 2021). Lo sviluppo di un modello integrato così definito costituisce un filone di ricerca ben avviato ma ancora in evoluzione, finalizzato alla definizione di strumenti di supporto alle decisioni, meglio noti come Decision Support System (DSS), che permettono di gestire le risorse disponibili sulla base delle reali esigenze di suolo e pianta. In relazione alla stima dei flussi idrici attraverso la zona vadosa, il tema della rappresentatività della modellistica nel non saturo per la stima del bilancio idrico alla scala di bacino in condizioni transitorie è fondamentale. In tale ambito, due aspetti presentano significative domande di ricerca: a) l'enorme costo computazionale della soluzione numerica dell'equazione di Richards; b) l'incertezza e la difficoltà a stimare i parametri idraulici coinvolti, e la significativa eterogeneità spaziale degli stessi. Per questo motivo, la risposta di molti ricercatori è di risolvere l'equazione in diversi domini 1-dimensionali verticali, in corrispondenza delle misu-

re di campo, per poi spazializzare i risultati. Un altro approccio è quello di usare delle semplificazioni, per esempio l'approssimazione di Green-Ampt, oppure un nuovo concetto di equazione delle velocità del contenuto d'acqua, proposta recentemente (Ogden et al., 2017). D'altro canto, a parte le importanti applicazioni agronomiche, alla scala della rizosfera, il tema cruciale della modellistica del non-saturo si riferisce ai tempi di arrivo in falda di acqua e contaminanti, e quindi l'integrazione di questi modelli con modelli di flusso saturo è il suo naturale scopo ultimo: anche la stima del ruscellamento in occasione di precipitazioni intense, richiede un modello accoppiato che gestisca sia i processi di flusso superficiale che non saturo, appena sotto di esso: algoritmi di questo tipo sono realmente sfidanti, soprattutto nell'utilizzazione a scala di bacino.

Un aspetto significativo, e che complica ulteriormente la modellazione della zona non satura, è il trasporto anomalo, descritto da termini di memoria nelle equazioni di flusso, già introdotto in Pachepsky et al. (2003), indagato per esempio nei modelli di acqua immobile, per cui il trasporto avviene con una dinamica *multi-rate*, a causa del fatto che le particelle possono rimanere intrappolate nei pori, con l'effetto di un ritardo nel trasporto stesso (si veda, a titolo di esempio, Masciopinto e Passarella, 2018). Questa dinamica *multi-rate* sta alla base di altri processi recentemente indagati nell'ambito della fisica del suolo (ad esempio, Carminati 2012; Wu et al., 2020;), in cui si è riscontrato un fenomeno di memoria del flusso idrico nella rizosfera, modellato da termini non locali nell'assorbi-

mento radicale (Berardi e Girardi, 2024). Se si considera la piccola scala della rizosfera, questi fenomeni hanno effetti non trascurabili sulla modellazione del deficit idrico della pianta. Perciò, a valle degli opportuni *upscaling* dalla scala locale a quella di campo e di versante, questi processi possono alterare in maniera non trascurabile la stima del fabbisogno idrico di una coltura, o la valutazione dello stress idrico della stessa, modificando quindi la stima del contenuto d'acqua realmente disponibile nel suolo. Inquadrare questi fenomeni nel contesto dell'*ecological memory* (Ogle et al., 2014), consente di attingere a strumenti modellistici su misura, e avanzati.

Lo studio del flusso preferenziale è altamente complesso essendo il risultato di varie combinazioni di processi fisici che avvengono in un mezzo poroso derivanti dalle interazioni di acqua, aria e particelle solide. Per questo, nell'ultimo decennio la comunità scientifica sta indirizzando l'attenzione a questi processi al fine di migliorare la capacità di visualizzare, comprendere, quantificare, modellare e prevedere i flussi preferenziali responsabili di una rapida mobilizzazione di acqua ed eventuali contaminanti da essa trasportati. In particolare, i fisici del suolo si focalizzano sulla porzione più superficiale della zona insatura quindi sul flusso che avviene attraverso i macropori presenti nel suolo agrario, gli idrogeologi, invece, sulla porzione più profonda dove i percorsi preferenziali coinvolgono le fratture, giunti di strato e canali carsici presenti negli strati rocciosi. Molte sono le modalità con le quali si verifica il flusso seguendo vie preferenziali, denominati in letteratura,

films, rivulets, snapping rivulets, sliding drops, slugs. Alcune di queste si adattano alle formulazioni di Darcy, altre no, ed è per questa ragione che ad oggi ancora non si riesce a prevedere la velocità e la distanza percorsa da flussi preferenziali. Attualissima è la discussione scientifica sulla necessità di migliorare il modello concettuale di flusso preferenziale, partendo da una rigorosa classificazione delle differenti modalità con cui si verifica, al fine di definire con accuratezza le condizioni al contorno e quindi distinguere quali tra di esse non sono rappresentabili dal modello di Darcy o Poiseuille (Nimmo, 2024). In alcuni casi sono stati introdotti i concetti di *wave* o *film flow* alla base dello sviluppo di recentissimi modelli, per cer-

care di interpretare dei problemi di flusso anomalo, rilevabili su lunghe distanze, che non possono essere spiegati con i modelli classici di flusso (Sternagel et al., 2024). Pertanto, alla comunità scientifica si pone la sfida di sviluppare approcci e/o set up sperimentali per migliorare la comprensione dei processi, considerando la diversità delle modalità con cui si può verificare un flusso preferenziale, tra i quali sono da annoverare i flussi nei sistemi carsici e/o fratturati (Masciopinto et al., 2021), per sviluppare modelli nuovi o migliorare quelli preesistenti al fine di riuscire a stimare le velocità e prevedere i percorsi con maggiore accuratezza e corrispondenti a quelli reali sperimentalmente misurati.

Referenze bibliografiche

Almendra-Martín, L., Martínez-Fernández, J., Piles, M., González-Zamora, Á., Benito-Verdugo, P., Gaona, J., 2022. Analysis of soil moisture trends in Europe using rank-based and empirical decomposition approaches. *Glob. Planet. Change* 215, 103868. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2022.103868>

Archie, G.E., 1942. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Trans.* 146:54–62. <https://doi.org/10.2118/942054-G>

Avanzi, F., Munerol, F., Milelli, M., Gabellani, S., Massari, C., Giroto, M., Cremonese, E., Galvagno, M., Bruno, G., Morra di Cella, U., Rossi, L., Altamura, M., Ferraris, L., 2024. Winter snow deficit was a harbinger of summer 2022 socio-hydrologic drought in the Po Basin, Italy. *Commun. Earth Environ.* 5,1-12. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01222-z>

Balsamo, G., Albergel, C., Beljaars, A., Boussetta, S., Brun, E., Cloke, H., Dee, D., Dutra, E., Muñoz-Sabater, J., Pappenberger, F., de Rosnay, P., Stockdale, T., Vitart, F., 2015. ERA-Interim/Land: a global land surface reanalysis data set. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 389–407. <https://doi.org/10.5194/hess-19-389-2015>

Barra Caracciolo, A., Grenni, P., Falconi, F., Caputo, M.C., Ancona, V., Uricchio, V.F., 2011. Pharmaceutical waste disposal: assessment of its effects on bacterial communities in soil and groundwater. *Chem. Ecol.* 27, 43–51. <https://doi.org/10.1080/02757540.2010.534082>

Barry, D.A., Parlange, J.-Y., Sander, G.C., Sivaplan, M., 1993. A class of exact solutions for Richards' equation. *J. Hydrol.* 142, 29–46. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90003-R](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90003-R)

Bause, M., Knabner, P., 2004. Computation of variably saturated subsurface flow by adaptive mixed hybrid finite element methods. *Adv. Water Resour.* 27, 565–581. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2004.03.005>

Bear, J. *Hydraulics of Groundwater*. 2013. Dover Publications, Mineola, N.Y, USA.

Berardi, M., Difonzo, F., Vurro, M., Lopez, L., 2018. The 1D Richards' equation in two layered soils: a Filippov approach to treat discontinuities. *Adv. Water Resour.* 115, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.09.027>

Berardi, M., Difonzo, F., Lopez, L., 2020. A mixed MoL-TMoL for the numerical solution of the 2D Richards' equation in layered soils. *Comput. Math. Appl.* 79, 1990–2001. <https://doi.org/10.1016/j.camwa.2019.07.026>

Berardi M., Girardi, G., 2024. Modeling plant water deficit by a non-local root water uptake term in the unsaturated flow equation. *Commun Nonlinear Sci Numer Simul.* 128, 107583 <https://doi.org/10.1016/j.cnsns.2023.107583>

Bergamaschi, L., Putti, M., 1999. Mixed finite elements and Newton-type linearizations for the solution of Richards' equation. *Int. J. Numer. Meth. Engng.* 45, 1025-104. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2023.107091>

Bierkens, M.F.P., Bell, V.A., Burek, P., Chaney, N., Condon, L.E., David, C.H., de Roo, A., Döll, P., Drost, N., Famiglietti, J.S., Flörke, M., Gochis, D.J., Houser, P., Hut, R., Keune, J., Kollet, S., Maxwell, R.M., Reager, J.T., Samaniego, L., Sudicky, E., Sutanudjaja, E.H., van de Giesen, N., Winsemius, H., Wood, E.F., 2015. Hyper-resolution global hydrological modelling: what is next? *Hydrol. Process.* 29, 310–320. <https://doi.org/10.1002/hyp.10391>

Blanchy, G., Watts, C.W., Ashton, R.W., Webster, C.P., Hawkesford, M.J., Whalley, W.R., Binley, A., 2020. Accounting for heterogeneity in the relationship: Application to wheat phenotyping using EMI. *Vadose Zone J.* 19. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20037>

- Bloem, E., Hogervorst, F.A.N., de Rooij, G.H. and Stagnitti, F., 2010. Variable-Suction Multicompartment Samplers to Measure Spatiotemporal Unsaturated Water and Solute Fluxes. *Vadose Zone J.* 9, 148-159. <https://doi.org/10.2136/vzj2008.0111>
- Bogena, H.R., Huisman, J.A., Güntner, A., Hübner, C., Kusche, J., Jonard, F., Vey, S., Vereecken, H., 2015. Emerging methods for noninvasive sensing of soil moisture dynamics from field to catchment scale: a review. *WIREs Water* 2, 635-647. <https://doi.org/10.1002/wat2.1097>
- Bogner, C., Trancón y Widemann, B., Lange, H., 2013. Characterising flow patterns in soils by feature extraction and multiple consensus clustering. *Ecol. Inform.* 15, 44-52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.03.001>
- Broadbridge, P., Daly, E., & Goard, J. (2017). Exact solutions of the Richards equation with nonlinear plant-root extraction. *Water Resour. Res.* 53, 9679-9691. <https://doi.org/10.1002/2017WR021097>
- Brocca, L., Camici, S., Melone, F., Moramarco, T., Martínez-Fernández, J., Didon-Lescot, J.-F., Morbidelli, R., 2014. Improving the representation of soil moisture by using a semi-analytical infiltration model. *Hydrol. Process.* 28, 2103-2115. <https://doi.org/10.1002/hyp.9766>
- Brocca, L., Hasenauer, S., Lacava, T., Melone, F., Moramarco, T., Wagner, W., Dorigo, W., Matgen, P., Martínez-Fernández, J., Llorens, P., Latron, J., Martin, C., Bittelli, M., 2011. Soil moisture estimation through ASCAT and AMSR-E sensors: An intercomparison and validation study across Europe. *Remote Sens. Environ.* 115, 3390-3408. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.003>
- Brocca, L., Ciabatta, L., Massari, C., Camici, S., Tarpanelli, A., 2017a. Soil Moisture for Hydrological Applications: Open Questions and New Opportunities. *Water* 9, 140. <https://doi.org/10.3390/w9020140>
- Brocca, L., Crow, W.T., Ciabatta, L., Massari, C., de Rosnay, P., Enenkel, M., Hahn, S., Amarnath, G., Camici, S., Tarpanelli, A., Wagner, W., 2017b. A Review of the Applications of ASCAT Soil Moisture Products. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 10, 2285-2306. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2017.2651140>
- Campbell, G.S., Smith, D.M., Teare, B.L., 2007. Application of a Dew Point Method to Obtain the Soil Water Characteristic, in: *Experimental Unsaturated Soil Mechanics*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 71-77. https://doi.org/10.1007/3-540-69873-6_7
- Camporese, M., Paniconi, C., Putti, M., Orlandini, S., 2010. Surface-subsurface flow modeling with path-based runoff routing, boundary condition-based coupling, and assimilation of multisource observation data. *Water Resour. Res.*, 46, W02512, <https://doi.org/10.1029/2008WR007536>
- Camporese, M., Cassiani, G., Deiana, R., Salandin, P. 2011. Assessment of local hydraulic properties from electrical resistivity tomography monitoring of a three-dimensional synthetic tracer test experiment. *Water Resour. Res.*, 47, W12508. <https://doi.org/10.1029/2011WR010528>
- Caputo, M.C., Nimmo, J.R., 2005. Quasi-steady centrifuge method for unsaturated hydraulic properties. *Water Resour. Res.* 41, W11504. <https://doi.org/10.1029/2005WR003957>
- Caputo, M.C., De Carlo, L., Masciopinto, C., Nimmo, J.R., 2010. Measurement of field-saturated hydraulic conductivity on fractured rock outcrops near Altamura (Southern Italy) with an adjustable large ring infiltrometer. *Environ. Earth Sci.* 60, 583-590. <http://www.intechopen.com/books/hydraulic-conductivity-issuesdetermination-and-applications/field-measurement-of-hydraulic-conductivity-of-rocks>
- Caputo, M.C., De Carlo, L., 2011. Field Measurement of Hydraulic Conductivity of Rocks. In *Hydraulic Conductivity - Issues, Determination and Applications*, Prof. Lakshmanan Elango (Ed.), ISBN:978-953-307-288-3, InTech, <http://www.intechopen.com/books/hydraulic-conductivity-issuesdetermination-and-applications/field-measurement-of-hydraulic-conductivity-of-rocks>
- Caputo, M.C., De Carlo, Turturro A.C., 2022. HYPROP-FIT to Model Rock Water Retention Curves Estimated by Different Methods. *Water* 14, 3443. <https://doi.org/10.3390/w14213443>
- Caputo, M.C., De Carlo, Masciale, R., Perkins, K., Turturro A.C., Nimmo, J.R., 2023. Detection and quantification of preferential flow using artificial rainfall with multiple experimental approaches. *Hydrogeol. J.* 32, 467-485. <https://doi.org/10.1007/s10040-023-02733-3>
- Carminati, A., 2012. A model of root water uptake coupled with rhizosphere dynamics. *Vadose Zone J.* 11, vzj2011.0106. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0106>
- Casulli, V., Zanolli, P., 2010. A Nested Newton-Type Algorithm for Finite Volume Methods Solving Richards' Equation in Mixed Form. *SIAM J. Sci. Comput.* 32, 2255-2273. <https://doi.org/10.1137/100786320>
- Celia, M.A., Bouloutas, E.T., Zarba, R.L., 1990. A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation. *Water Resour. Res.*, 26(7), 1483-1496, <https://doi.org/10.1029/WR026i007p01483>
- Chambers, J.E., Gunn, D.A., Wilkinson, P.B., Meldrum, P.I., Haslam, E., Holyoake, S., Kirkham, M., Kuras, O., Merritt, A., Wragg, J., 2012. 4D electrical resistivity tomography monitoring of soil moisture dynamics in an operational railway embankment. *Near Surf. Geophys.* 12, 61-72. <https://doi.org/10.3997/1873-0604.2013002>
- Chávez-Negrete, C., Domínguez-Mota, F.J., Santana-Quinteros, D., 2018. Numerical solution of Richards' equation of water flow by generalized finite differences. *Comput. Geotech.* 101, 168-175. <https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2018.05.003>
- Coppola, A., Dragonetti, G., Sengouga, A., Lamaddalena, N., Comegna, A., Basile, A., Noviglio, N., Nardella, L., 2019. Identifying Optimal Irrigation Water Needs at District Scale by Using a Physically Based Agro-Hydrological Model. *Water* 11, 841. <https://doi.org/10.3390/w11040841>
- Dahan, O., Nativ, R., Adar, E., Berkowitz, B., 1998. A measurement system to determine water flux and solute transport through fractures in the unsaturated zone. *Ground Water* 36, 444-449. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02815.x>
- Daily, W., Ramirez, A., LaBrecque, D., Nitao, J., 1992. Electrical resistivity tomography of vadose water movement. *Water Resour. Res.* 28, 1429-1442. <https://doi.org/10.1029/91wr03087>
- Day-Lewis, F.D., Singha, K., Binley, A.M., 2005. Applying petrophysical models to radar travel time and electrical resistivity tomograms: Resolution-dependent limitations. *J. Geophys. Res.* 110. <https://doi.org/10.1029/2004jb003569>
- De Benedetto, D., Castrignano, A., Diacomo, M., Rinaldi, M., Ruggieri, S., Tamborrino, R., 2013. Field partition by proximal and remote sensing data fusion. *Biosyst. Eng.*, 114, 372-383. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2012>
- De Carlo, L., Berardi, M., Vurro, M., Caputo, M.C., 2018. Geophysical and hydrological data assimilation to monitor water content dynamics in the rocky unsaturated zone. *Environ. Monit. Assess.* 190, 310. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6671-x>
- De Carlo, L., Battilani, A., Solimando, D., Caputo, M.C., 2020. Application of time-lapse ERT to determine the impact of using brackish wastewater for maize irrigation. *J. Hydrol.* 582, 124465. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124465>
- De Carlo, L., Perkins, K., Caputo, M.C., 2021. Evidence of Preferential Flow Activation in the Vadose Zone via Geophysical Monitoring. *Sensors*. 21, 1358. <https://doi.org/10.3390/s21041358>
- De Carlo, L., Farzamian, M., Turturro, A.C., Caputo, M.C., 2023. Time-Lapse ERT, Moment Analysis, and Numerical Modeling for Estimating the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Rock. *Water* 15, 332. <https://doi.org/10.3390/w15020332>
- De Carlo, L., Turturro, A.C., Caputo, M.C., 2024. Assessing soil moisture variability in a vineyard via frequency domain electromagnetic induction data. *Front. Soil Sci.* 3. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2023.1290591>
- Dorigo, W., Wagner, W., Albergel, C., Albrecht, F., Balsamo, G., Brocca, L., Chung, D., Ertl, M., Forkel, M., Gruber, A., Haas, E., Hamer, P.D., Hirschi, M., Ikonen, J., de Jeu, R., Kidd, R., Lahoz, W., Liu, Y.Y., Miralles, D., Mistelbauer, T., Nicolai-Shaw, N., Parinussa, R., Pratola, C., Reimer, C., van der Schalie, R., Seneviratne, S.I., Smolander, T., Lecomte, P., 2017. ESA CCI Soil Moisture for improved Earth system understanding: State-of-the art and future directions. *Remote Sens. Environ.* 203, 185-215. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.07.001>
- Dorigo, W., Himmelbauer, I., Aberer, D., Schremmer, L., Petrakovic, I., Zappa, L., Preimesberger, W., Xaver, A., Annor, F., Ardö, J., Baldocchi, D., Bitelli, M., Blöschl, G., Bogena, H., Brocca, L., Calvet, J.-C., Camarero, J.J., Cappello, G., Choi, M., Cosh, M.C., van de Giesen, N., Hajdu, I., Ikonen, J., Jensen, K.H., Kanniah,

- K.D., de Kat, I., Kirchengast, G., Kumar Rai, P., Kyrouac, J., Larson, K., Liu, S., Loew, A., Moghaddam, M., Martínez Fernández, J., Mattar Bader, C., Morbidelli, R., Musial, J.P., Osenaga, E., Palecki, M.A., Pellarin, T., Petropoulos, G.P., Pfeil, I., Powers, J., Robock, A., Rüdiger, C., Rummel, U., Strobel, M., Su, Z., Sullivan, R., Tagesson, T., Varlagin, A., Vreugdenhil, M., Walker, J., Wen, J., Wenger, F., Wigner, J.P., Woods, M., Yang, K., Zeng, Y., Zhang, X., Zreda, M., Dietrich, S., Gruber, A., van Oevelen, P., Wagner, W., Scipal, K., Drusch, M., Sabia, R., 2021. The International Soil Moisture Network: serving Earth system science for over a decade. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 25, 5749–5804. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.07.001>
- Doussan, C., Ruy, S., 2009. Prediction of unsaturated soil hydraulic conductivity with electrical conductivity. *Water Resour. Res.* 45. <https://doi.org/10.1029/2008wr007309>
- Dragonetti, G., Farzamian, M., Basile, A., Monteiro Santos, F., Coppola, A., 2022. *In situ* estimation of soil hydraulic and hydrodispersive properties by inversion of electromagnetic induction measurements and soil hydrological modeling. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 26, 5119–5136. <https://doi.org/10.5194/hess-26-5119-2022>
- Durner, W., Lipsius, K., 2005. Determining soil hydraulic properties. In: M.G. Anderson and J.J. McDonnell, editors, *Encyclopedia of hydrological sciences*. John Wiley & Sons, Chichester, UK. pp. 1121–1144. <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa077b>
- Ellefsen, K.J., Hsieh, P.A., Shapiro, A.M., 2002. Crosswell seismic investigation of hydraulically conductive, fractured bedrock near Mirror Lake, New Hampshire. *J. Appl. Geophys.* 50, 299–317. [https://doi.org/10.1016/S0926-9851\(02\)00149-0](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(02)00149-0)
- Farthing, M.W., Ogden, F.L., 2017. Numerical solution of Richards' equation: A review of advances and challenges. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 81, 1257–1269. <https://doi.org/10.2136/sssai2017.02.0058>
- Farzamian, M., Monteiro Santos, F.A., Khalil, M.A., 2015. Estimation of unsaturated hydraulic parameters in sandstone using electrical resistivity tomography under a water injection test. *J. Appl. Geophys.* 121, 71–83. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2015.07.014>
- Filippucci, P., Tarpanelli, A., Massari, C., Serafini, A., Strati, V., Alberi, M., Raptis, K.G.C., Mantovani, F., Brocca, L., 2020. Soil moisture as a potential variable for tracking and quantifying irrigation: A case study with proximal gamma-ray spectroscopy data. *Adv. Water Resour.* 136, 103502. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2019.103502>
- Flury, M., Flühler, H., Jury, W. A., Leuenberger, J., 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resour. Res.*, 30(7), 1945–1954. <https://doi.org/10.1029/94WR00871>
- Furman, A., Ferré, T.P.A., Warrick, A.W., 2004. Optimization of ERT surveys for monitoring transient hydrological events using perturbation sensitivity and genetic algorithms. *Vadose Zone J.* 3, 1230–1239. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.1230>
- Gardner W.R., 1965 *Dynamic Aspects of Soil-Water Availability to Plants*. Annual Reviews 16, 323–342. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.16.060165.001543>
- Garré, S., Coteur, I., Wonglecharoen, C., Kongkaew, T., Diels, J., Vanderborght, J., 2013. Noninvasive monitoring of soil water dynamics in mixed cropping systems: A case study in Ratchaburi province, Thailand. *Vadose Zone J.* 12, 1–12. <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0129>
- Grunwald, S., Vasques, G.M., Rivero, R.G., 2015. Chapter One - Fusion of Soil and Remote Sensing Data to Model Soil Properties, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 1–109. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.12.004>
- Hartmann, A., Jasechko, S., Gleeson, T., Wada, Y., Andreo, B., Barberá, J.A., Brielmann, H., Bouchaou, L., Charlier, J.-B., Darling, W.G., Filippini, M., Garvelmann, J., Goldscheider, N., Kralik, M., Kunstmann, H., Ladouche, B., Lange, J., Lucianetti, G., Martín, J.F., Mudarra, M., Sánchez, D., Stumpp, C., Zagana, E., Wagener, T., 2021. Risk of groundwater contamination widely underestimated because of fast flow into aquifers. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2024492118>
- Hopmans, J.W., Nielsen, D.R., Bristow, K.L., 2002. How useful are small-scale soil hydraulic property measurements for large-scale vadose zone modeling?, in: *Environmental Mechanics: Water, Mass and Energy Transfer in the Biosphere*, Geophysical Monograph. American Geophysical Union, Washington, D. C., pp. 247–258. <https://doi.org/10.1029/129gm20>
- Hubbard, S.S., Peterson, J.E., Jr, Majer, E.L., Zawislanski, P.T., Williams, K.H., Roberts, J., Wobber, F., 1997. Estimation of permeable pathways and water content using tomographic radar data. *Lead. Edge* 16, 1623–1630. <https://doi.org/10.1190/1.1437539>
- Hunt, R.J., Prudic, D.E., Walker, J.F., Anderson, M.P., 2008. Importance of unsaturated zone flow for simulating recharge in a humid climate. *Ground Water* 46, 551–560. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00427.x>
- IPCC, 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>.
- Jones, J. P., Sudicky, E. A., Brookfield, A. E., Park, Y.-J., 2006. An assessment of the tracer-based approach to quantifying groundwater contributions to streamflow. *Water Resour. Res.*, 42, W02407. <https://doi.org/10.1029/2005WR004130>
- Klove, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J.J., Kupfersberger, H., Kværner, J., Muotka, T., Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Bertacchi Uvo, C., Velasco, E., Pulido-Velazquez, M., 2014. Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *J. Hydrol.* 518, 250–266. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.037>.
- Kodešová, R., Němeček, K., Kodeš, V., Žigová, A., 2012. Using dye tracer for visualization of preferential flow at macro and microscales. *Vadose Zone J.* 11. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0088>
- Kukemilks, K., Wagner, J.-F., 2021. Detection of Preferential Water Flow by Electrical Resistivity Tomography and Self-Potential Method. *Appl. Sci.* 11, 4224. <https://doi.org/10.3390/app11094224>
- LaBrecque, D., Alumbaugh, D.L., Yang, X., Paprocki, L., Brainard, J., 2002. Chapter 15 Three-dimensional monitoring of vadose zone infiltration using electrical resistivity tomography and cross-borehole ground-penetrating radar, in: Zhdanov, M.S., Wannamaker, P.E. (Eds.), *Methods in Geochemistry and Geophysics*. Elsevier, pp. 259–272. [https://doi.org/10.1016/S0076-6895\(02\)80097-X](https://doi.org/10.1016/S0076-6895(02)80097-X)
- Lane, J.W., Jr, Haeni, F.P., Watson, W.M., 1995. Use of a square-array direct-current resistivity method to detect fractures in crystalline bedrock in New Hampshire. *Ground Water* 33, 476–485. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1995.tb00304.x>
- Levine, J. B., Salvucci, G.D., 1999. Equilibrium analysis of groundwater–vadose zone interactions and the resulting spatial distribution of hydrologic fluxes across a Canadian Prairie. *Water Resour. Res.*, 35(5), 1369–1383. <https://doi.org/10.1029/1999WR900018>
- Li, H., Farthing, M.W., Miller, C.T., 2007. Adaptive local discontinuous Galerkin approximation to Richards' equation. *Adv. Water Resour.* 30, 1883–1901. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2007.02.007>
- List, F., Radu, F.A., 2016. A study on iterative methods for solving Richards' equation. *Comput. Geosci.*, 20, 341–353. <https://doi.org/10.1007/s10596-016-9566-3>
- Lobell, D.B., Gourdji, S.M., 2012. The Influence of Climate Change on Global Crop Productivity. *Plant Physiol.* 160(4), 1686–1697. <https://doi.org/10.1104/pp.112.208298>
- Martin, J.M., Everett, M.E., Knappett, P.S.K., Ewing, R.C., 2022. Preferential flow between rivers and aquifers in alluvial floodplains: A key to modelling and sustainably managing shallow groundwater resources. *Near Surf. Geophys.* <https://doi.org/10.1002/nsg.12245>
- Martinez, G., Vanderlinden, K., Giráldez, J.V., Espejo, A.J., Muriel, J.L., 2010. Field-scale soil moisture pattern mapping using electromagnetic induction. *Vadose Zone J.* 9, 871–881. <https://doi.org/10.2136/vzj2009.0160>
- Martini, E., Werban, U., Zacharias, S., Pohle, M., Dietrich, P., Wollschläger, U., 2016. Repeated electromagnetic induction measurements for mapping soil moisture at the field scale: validation with data from a wireless soil moisture monitoring network. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 21: 495–513. <https://doi.org/10.5194/hess-2016-93>
- Mary, B., Peruzzo, L., Boaga, J., Cenni, N., Schmutz, M., Wu, Y., Hubbard, S.S., Cassiani,

- G., 2020. Time-lapse monitoring of root water uptake using electrical resistivity tomography and mise-à-la-masse: a vineyard infiltration experiment. *SOIL* 6, 95–114. <https://doi.org/10.5194/soil-6-95-2020>
- Masciopinto, C., Caputo, M.C., 2011. Modeling unsaturated-saturated flow and nickel transport in fractured rocks. *Vadose Zone J.* 10, 1045–1057. <https://doi.org/10.2136/vzj2010.0087>
- Masciopinto, C., Passarella, G., 2018. Mass-transfer impact on solute mobility in porous media: A new mobile-immobile model. *J. Contam. Hydrol.* 215, 21–28. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2018.06.004>
- Masciopinto, C., Passarella, G., Caputo, M.C., Masciale, R., De Carlo, L., 2021. Hydrogeological Models of Water Flow and Pollutant Transport in Karstic and Fractured Reservoirs. *Water Resour. Res.* 57, e2021WR029969. <https://doi.org/10.1029/2021WR029969>
- Masciopinto, C., Fadakar Alghalandis, Y., 2024. A new two-step particle tracking and channels model method for preferential 3-D flow and transport in large DFNs of fractured aquifers. *J. Hydrol.* 629, 130566. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130566>
- Mboh, C.M., Huisman, J.A., Van Gaalen, N., Rings, J., Vereecken, H., 2012. Coupled hydrogeophysical inversion of electrical resistances and inflow measurements for topsoil hydraulic properties under constant head infiltration. *Near Surf. Geophys.* 10, 413–426. <https://doi.org/10.3997/1873-0604.2012009>
- Moghadas, D., Jadoon, K.Z., McCabe, M.F., 2017. Spatiotemporal monitoring of soil water content profiles in an irrigated field using probabilistic inversion of time-lapse EMI data. *Adv. Water Resour.* 110, 238–248. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.10.019>
- National Research Council Committee on Basic Research Opportunities in the Earth Sciences, 2001. *Basic Research Opportunities in the Earth Sciences*. National Academies Press, Washington, DC.
- Nimmo, J.R., Perkins, K. S., 2018. Episodic Master Recession Evaluation of Groundwater and Streamflow Hydrographs for Water-Resource Estimation. *Vadose Zone J.* 17(1), 1–25.
- Nimmo, J.R., 2021. The processes of preferential flow in the unsaturated zone. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 85, 1–27. <https://doi.org/10.1002/saj2.20143>
- Nimmo, J.R., 2024. Diverse modes of macropore flow—How to include them in predictive models? (No. EGU24-4130). Presented at the EGU General Assembly 2024, Copernicus Meetings. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-4130>
- Niswonger, R.G., Prudic, D.E., Regan, R.S., 2006. Documentation of the Unsaturated-Zone Flow (UZFI) Package for modeling Unsaturated Flow Between the Land Surface and the Water Table with MODFLOW-2005, USGS Publications Warehouse, <https://doi.org/10.3133/tm6A19>
- O'Geen, A. T. (2013) *Soil Water Dynamics*. Nature Education Knowledge 4(5):9
- Ogden, F. L., M. B. Allen, W. Lai, J. Zhu, M. Seo, C. C. Douglas, Talbot, C.A., 2017. The soil moisture velocity equation. *J. Adv. Model. Earth Syst.*, 9, 1473–1487. <https://doi.org/10.1002/2017MS000931>
- Ogle, K., Barber, J.J., Barron-Gafford, G.A., Bentley, L.P., Young, J.M., Huxman, T.E., Loik, M.E., Tissue, D.T., 2014. Quantifying ecological memory in plant and ecosystem processes. *Ecol. Lett.* 18, 221–235. <https://doi.org/10.1111/ele.12399>
- Pachepsky, Y., Timlin, D., Rawls, W., 2003. Generalized Richards' equation to simulate water transport in unsaturated soils. *J. Hydrol.* 272, 3–13. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00251-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00251-2)
- Paulik, C., Dorigo, W., Wagner, W., Kidd, R., 2014. Validation of the ASCAT Soil Water Index using *in situ* data from the International Soil Moisture Network. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 30, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.01.007>
- Peng, C., Zeng, J., Chen, K.-S., Li, Z., Ma, H., Zhang, X., Shi, P., Wang, T., Yi, L., Bi, H., 2023. Global spatiotemporal trend of satellite-based soil moisture and its influencing factors in the early 21st century. *Remote Sens. Environ.* 291, 113569. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113569>
- Perkins, 2011; Measurement and modeling of unsaturated hydraulic conductivity. In: Elango L. (ed), *Hydraulic conductivity—issues, determination and applications*, Intech, Rijeka, Croatia, 419–434
- Perri, M.T., De Vita, P., Masciale, R., Portoghese, I., Chirico, G.B., Cassiani, G., 2018. Time-lapse Mise-à-la-Masse measurements and modeling for tracer test monitoring in a shallow aquifer. *J. Hydrol.* 561, 461–477. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.11.013>
- Pleasant, M. S., Neves, F. d. A., Parsekian, A. D., Befus, K. M., & Kelleners, T. J., 2022. Hydrogeophysical inversion of time-lapse ERT data to determine hillslope subsurface hydraulic properties. *Water Resour. Res.* 58, e2021WR031073. <https://doi.org/10.1029/2021WR031073>
- Purvance D.T., Andricevic R. 2000. On the electrical-hydraulic conductivity correlation in aquifers. *Water Resour. Res.* 36, 2905–2913. <https://doi.org/10.1029/2000WR900165>
- Rehoř, J., Trnka, M., Brázdil, R., Fischer, M., Balek, J., van der Schrier, G., Feng, S., 2024. Global hotspots in soil moisture-based drought trends. *Environ. Res. Lett.* 19, 014021. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad0f01>
- Revil, A., Cary, L., Fan, Q., Finizola, A., Tro-lard, F., 2005. Self-potential signals associated with preferential ground water flow pathways in a buried paleo-channel. *Geophys. Res. Lett.* 32. <https://doi.org/10.1029/2004gl022124>
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* 1, 318–333. <https://doi.org/10.1063/1.1745010>
- Richard, T.L., Steenhuis, T.S., 1988. Tile drain sampling of preferential flow on a field scale. *J. Contam. Hydrol.* 3, 307–325. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(88\)90038-1](https://doi.org/10.1016/0169-7722(88)90038-1)
- Robinson, D.A., Campbell, C.S., Hopmans, J.W., Hornbuckle, B.K., Jones, S.B., Knight, R., Ogden, F., Selker, J., Wendroth, O., 2008. Soil moisture measurement for ecological and hydrological watershed-scale observatories: A review. *Vadose Zone J.* 7, 358–389. <https://doi.org/10.2136/vzj2007.0143>
- Romano, N., Brunone, B., Santini, A., 1998. Numerical analysis of one-dimensional unsaturated flow in layered soils. *Adv. Water Resour.* 21, 315–324. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(96\)00059-0](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(96)00059-0)
- Romano, N., 2014. Soil moisture at local scale: Measurements and simulations. *J. Hydrol.* 516, 6–20. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.01.026>
- Rossi, M., Manoli, G., Pasetto, D., Deiana, R., Ferraris, S., Strobbia, C., Putti, M., Cassiani, G., 2015. Coupled inverse modeling of a controlled irrigation experiment using multiple hydro-geophysical data. *Adv. Water Resour.* 82, 150–165. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.03.008>
- Rossman, N.R., Zlotnik, V.A., Rowe, C.M., Szilagyi, J., 2014. Vadose zone lag time and potential 21st century climate change effects on spatially distributed groundwater recharge in the semi-arid Nebraska Sand Hills. *J. Hydrol.* 519, 656–669. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.07.057>
- Rubin Y, Hubbard S.S., 2006. *Hydrogeophysics*. Springer, Dordrecht, Netherlands. <https://doi.org/10.1007/1-4020-3102-5>
- Saifuzzaman, Adamchuk, V., Buelvas, R., Biswas, A., Prasher, S., Rabe, N., Aspinall, D., Ji, W., 2019. Clustering Tools for Integration of Satellite Remote Sensing Imagery and Proximal Soil Sensing Data. *Remote Sens.* 11, 1036. <https://doi.org/10.3390/rs11091036>
- Sapriza-Azuri, G., Jódar, J., Carrera, J., Gupta, H.V., 2015. Toward a comprehensive assessment of the combined impacts of climate change and groundwater pumping on catchment dynamics. *J. Hydrol.* 529, 1701–1712. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.08.015>
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Stonestrom, D.A., Prudic, D.E., Dennehy, K.F., 2005. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Glob. Change Biol.* 11(10), 1577–1593. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01026.x>
- Shanahan, P.W., Binley, A., Whalley, W.R., Watts, C.W., 2015. The use of electromagnetic induction to monitor changes in soil moisture profiles beneath different wheat genotypes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 79, 459–466. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.09.0360>
- Shipitalo, M.J., Edwards, W.M., Redmond, C.E., 1994. Comparison of water movement and quality in earthworm burrows and pan lysimeters. *J. Environ. Qual.* 23, 1345–1351. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300060031x>
- Silvestro, F., Gabellani, S., Delogu, F., Rudari, R., Boni, G., 2013. Exploiting remote sensing land surface temperature in distributed hydrological modelling: the example of the

Continuum model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 39–62. <https://doi.org/10.5194/hess-17-39-2013>

Singha, K., Gorelick, S.M., 2005. Saline tracer visualized with three-dimensional electrical resistivity tomography: Field-scale spatial moment analysis. *Water Resour. Res.*, 41, W05023. <https://doi.org/10.1029/2004WR003460>

Šimůnek, J., van Genuchten, M.T., Šejna, M., 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes. *Vadose Zone J.* 7, 587–600. <https://doi.org/10.2136/vzj2007.0077>

Smith, E.A., Capel, P.D., 2018. Specific conductance as a tracer of preferential flow in a subsurface-drained field. *Vadose Zone J.* 17, 1–13. <https://doi.org/10.2136/vzj2017.11.0206>

Sternagel, A., Rajyaguru, A.D., Trevisan, L., Loritz, R., Berkowitz, B., Zehe, E., 2024. Neutron imaging unveils heterogeneous flow patterns in homogeneous porous media and limitations of Darcy-Richards models (No. EGU24-7939). Presented at the EGU General Assembly 2024, Copernicus Meetings. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-7939>

Tocci, M.D., Kelley, C.T., Miller, C.T., 1997. Accurate and economical solution of the pressure-head form of Richards' equation by the method of lines. *Adv. Water Resour.* 20, 1–14. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(96\)00008-5](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(96)00008-5)

Topp, G.G., Davis, J.L., Annan, A.P., 1980. Electromagnetic determination of soil water content measurements in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.* 16(3), 574–582. <https://doi.org/10.1029/WR016i03p00574>

Tso, C.-H. M., Johnson, T. C., Song, X., Chen, X., Kuras, O., Wilkinson, P., Uhlemann S., Chambers J., Binley A., 2020. Integrated hydrogeophysical modelling and data assimilation for geoelectrical leak detection. *J. Contam. Hydrol.*, 234, 103679. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2020.103679>

Trenberth, K.E., 2011. Changes in precipitation with climate change. *Clim Res* 47:123–138. <https://doi.org/10.3354/cr00953>

Turturro, A.C., Caputo, M.C., Perkins, K.S., Nimmo, J.R., 2020. Does the Darcy-Buckingham Law Apply to Flow through Unsaturated Porous Rock? *Water*, 12, 2668. <https://doi.org/10.3390/w12102668>

Turturro, A.C., Caputo, M.C., Gerke, H.H., 2021. Mercury intrusion porosimetry and centrifuge methods for extended-range retention curves of soil and porous rock samples. *Vadose Zone J.* 21. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20176>

Uhlemann, S., J. Chambers, P. Wilkinson, H. Maurer, A. Merritt, P. Meldrum, O. Kuras, D. Gunn, A. Smith, and T. Dijkstra 2017. Four-dimensional imaging of moisture dynamics during landslide reactivation. *J. Geophys. Res. Earth Surf.*, 122, 398–418, <https://doi.org/10.1002/2016JF003983>

Van Genuchten, M.T., Nielsen, D.R. 1985. On describing and predicting the hydraulic properties. *Annales Geophysicae*, 3,6, 615–628. [http://doi.org/10.1016/0148-9062\(86\)91047-8](http://doi.org/10.1016/0148-9062(86)91047-8)

Van Loon, A. F., Tijdeman, E., Wanders, N., Van Lanen, H. A. J., Teuling, A. J., Uijlenhoet, R., 2014. How climate seasonality modifies drought duration and deficit. *J. Geophys. Res. Atmos.* 119(8), 4640–4656, <https://doi.org/10.1002/2013JD020383>.

Vereecken, H., Schnepf, A., Hopmans, J.W., Javaux, M., Or, D., Roose, T., Vanderborght, J., Young, M.H., Amelung, W., Aitkenhead, M., Allison, S.D., Assouline, S., Baveye, P., Berli, M., Brüggemann, N., Finke, P., Flury, M., Gaiser, T., Govers, G., Ghezzehei, T., Hallett, P., Hendricks Franssen, H.J., Heppell, J., Horn, R., Huisman, J.A., Jacques, D., Jonard, F., Kollet, S., Lafolie, F., Lamorski, K., Leitner, D., McBratney, A., Minasny, B., Montzka, C., Nowak, W., Pachepsky, Y., Padarian, J., Romano, N., Roth, K., Rothfuss, Y., Rowe, E.C., Schwen, A., Šimůnek, J., Tiktak, A., Van Dam, J., van der Zee, S.E.A.T.M., Vogel, H.J., Vrugt, J.A., Wöhling, T. and Young, I.M., 2016. Modeling Soil Processes: Review, Key Challenges, and New Perspectives. *Vadose Zone J.*, 15, 1–57, <https://doi.org/10.2136/vzj2015.09.0131>

von Hebel, C., Reynaert, S., Pauly, K., Janssens, P., Piccard, I., Vanderborght, J., Kruk, J., Vereecken, H., Garré, S., 2021. Toward high-resolution agronomic soil information and management zones delineated by ground-based electromagnetic induction and aerial drone data. *Vadose Zone J.* 20. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20099>

Waxman, M.H., Smits, L.J.M., 1968. Electrical conductivities in oil-bearing shaly sands. *Soc. Pet. Eng. J.* 8, 107–122. <https://doi.org/10.2118/1863-a>

Weigand, M., Kemna, A., 2017. Multi-frequency electrical impedance tomography as a non-invasive tool to characterize and monitor crop root systems. *Biogeosciences* 14, 921–939. <https://doi.org/10.5194/bg-14-921-2017>

Wind, G. P., 1969. Capillary conductivity data estimated by a simple method. In P. E. Rijtema & H. Wassink (Eds.), *Water in unsaturated zone: Proceedings of the Wageningen symposium* (pp. 19–23). International Association of Hydrological Sciences and UNESCO.

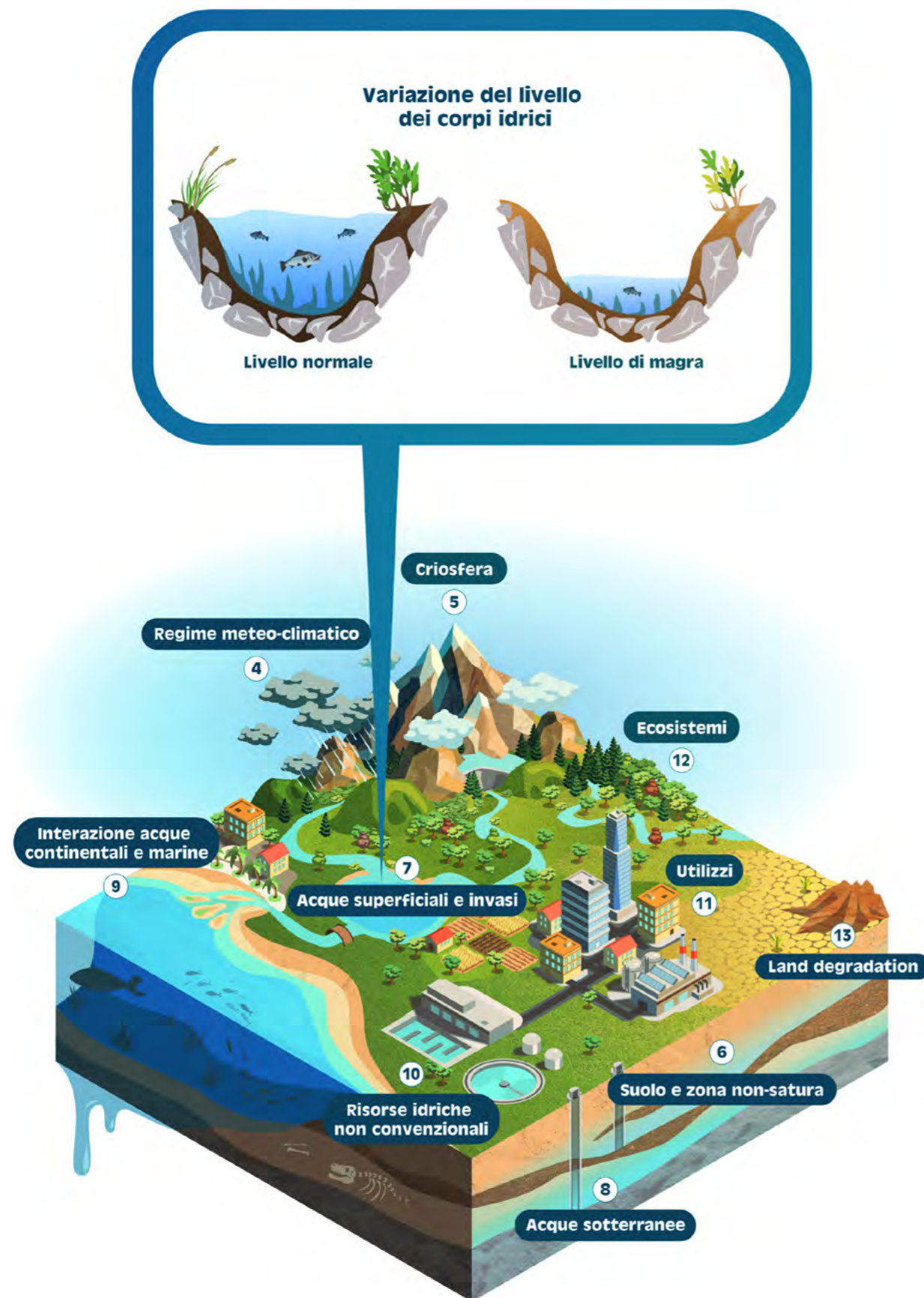
Wu, X., Zuo, Q., Shi, J., Wang, L., Xue, X., Ben-Gal, A., 2020. Introducing water stress hysteresis to the Feddes empirical macroscopic root water uptake model. *Agric. Water Manage.* 240, 106293. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106293>

Zhang, J., Sirieix, C., Genty, D., Salmon, F., Verdet, C., Mateo, S., Xu, S., Bujan, S., Devaux, L., Larcanché, M., 2024. Imaging hydrological dynamics in karst unsaturated zones by time-lapse electrical resistivity tomography. *Sci. Total Environ.* 907, 168037. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168037>

How to cite

6

Berardi, M., Brocca, L., Caputo, M.C., De Carlo, L. 2024. "Il suolo e la zona insatura", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 201-235. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/06>



Keywords

river discharge
reservoir management
multi-annual drought
ephemeral rivers
sediments

Parole-chiave

portata fluviale
gestione degli invasi
siccità pluriennale
fiumi temporanei
sedimenti

Curatore

Luca Brocca
CNR
Istituto di ricerca
per la protezione idrogeologica

Con contributi di

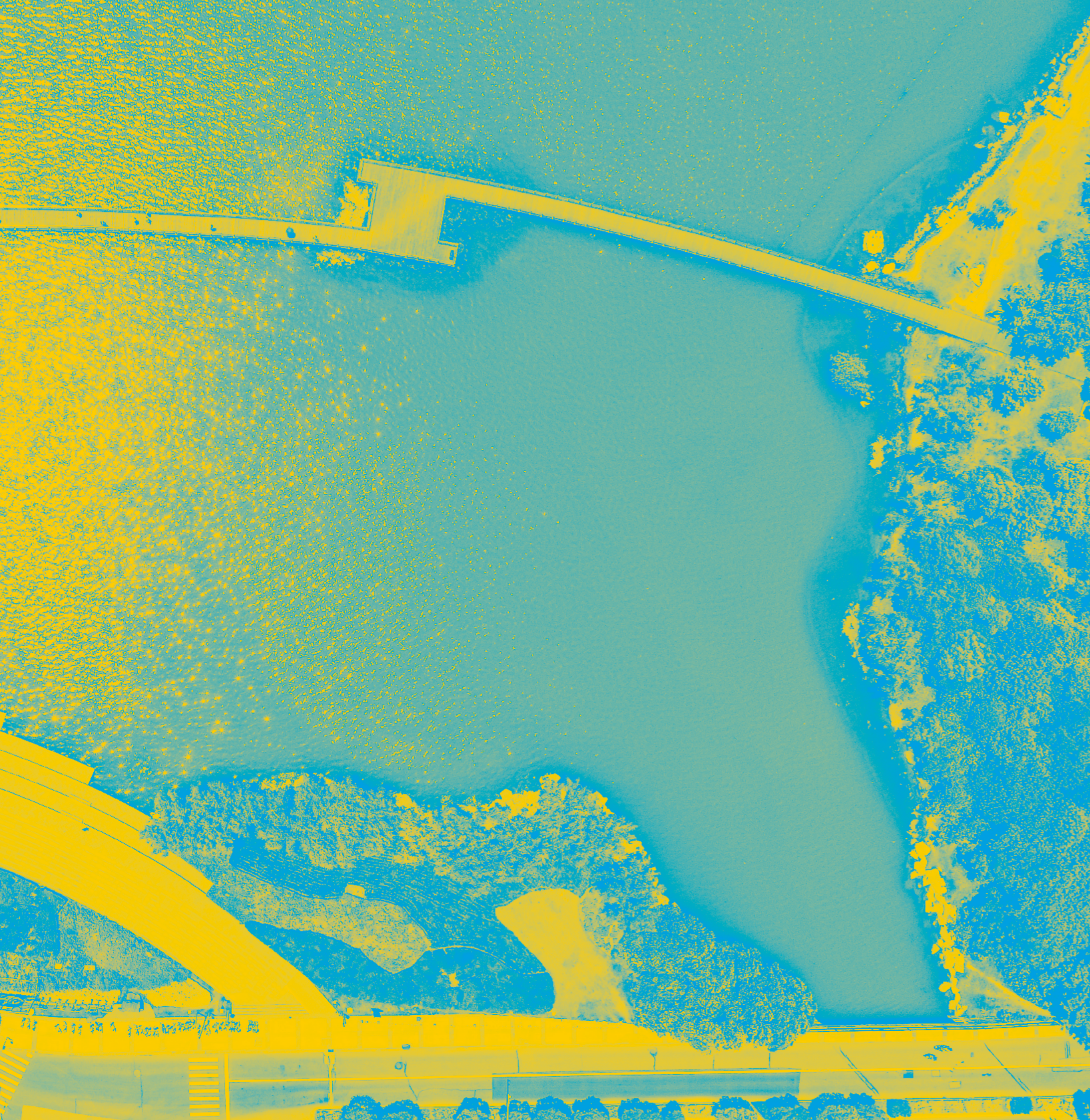
CNR
Istituto sull'inquinamento atmosferico
Maria Adamo
Fabio Michele Rana

CNR
Istituto di ricerca sulle acque
Angela Boggero
Marzia Ciampittiello
Diego Copetti
Anna Maria de Girolamo
Claudia Dresti
Monica Garnier
Laura Marziali
Stefano Polesello

CNR
Istituto di ricerca
per la protezione idrogeologica
Christian Massari

Acque superficiali e invasi

7.1	Introduzione	239
7.2	Monitoraggio	240
7.3	Regime pregresso e stato attuale	245
7.4	Impatti del cambiamento climatico sulle acque superficiali	248
7.5	Strumenti modellistici di analisi e previsionali	250
7.6	Relazione quantità - qualità delle acque superficiali	252
7.6.1	Aumento delle concentrazioni a causa della diminuzione dei volumi disponibili	252
7.6.2	Variazioni dei carichi di nutrienti e risposta degli ecosistemi lacustri	254
7.6.3	Mobilizzazione di sedimenti e fosforo a seguito di eventi meteorici intensi	255
7.6.4	Qualità e gestione dei sedimenti negli invasi	256
7.7	Le domande di ricerca	257
7.8	Referenze bibliografiche	259



Introduzione

71

L'acqua disponibile nei corpi idrici superficiali (corsi d'acqua e laghi naturali) e negli invasi (artificiali) è di fondamentale importanza per l'approvvigionamento delle risorse idriche in Italia. A titolo di esempio, e in riferimento al trentennio 1991-2020, in Italia si è stimato un apporto di acqua piovana annua di circa 285 km³ corrispondente a un'altezza di precipitazione media annuale di circa 943 mm. Il 53% delle precipitazioni (circa 498 mm) è ritornato in atmosfera per evapotraspirazione; il restante 47%, rimasto al suolo, è ripartito tra infiltrazione nel sottosuolo (21%) e deflusso superficiale (26%). Pertanto, i corpi idrici superficiali contengono circa un quarto dell'acqua disponibile su scala annuale (Spano et al., 2020).

L'assetto idrologico del territorio italiano comprende oltre 9000 corpi idrici naturali – definiti come significativi ai sensi del Codice dell'ambiente – e artificiali, composti dai canali di scolo e irrigazione, di lunghezza totale pari a oltre 180 000 km, secondo i dati forniti nel Piano nazionale di adattamento ai cambiamenti climatici redatto dal Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica nel 2023 (https://www.mase.gov.it/sites/default/files/PNACC_DOCUMENTO_DI_PIANO.pdf).

I grandi invasi possono regolare un volume di risorsa corrispondente a 14.2 miliardi di m³, distribuiti in 526 dighe in esercizio, comprendendo gli sbarramenti che regolano il deflusso dei grandi laghi naturali (https://www.dighe.eu/dati/grandi_dighe_italiane.htm#tabella). A queste si aggiungono 26 288 piccole dighe, e molte altre, in mano a privati, non ancora censite.

Il monitoraggio delle acque superficiali in Italia viene eseguito attraverso misuratori del livello idrometrico sia dei corsi d'acqua che dei laghi e degli invasi. In particolare, vengono monitorati tutti i fiumi principali e tutti i bacini idrografici con una superficie superiore ai 400 km² per scopi di protezione civile (a tal proposito si veda anche il Capitolo 2). Per quanto riguarda invece gli invasi, il monitoraggio del livello del lago artificiale, e del corso d'acqua a monte e a valle dell'invaso è richiesto dalla normativa (Circolare Ministero dei lavori pubblici 28 agosto 1986, n. 1125). Pertanto, il monitoraggio idrometrico in Italia è molto diffuso pur se la disponibilità di misure di livello dei corsi d'acqua spesso non è accompagnata da misure di portata fluviale, che è la quantità necessaria per conoscere i volumi di acqua transitanti in un determinato tempo in una data sezione di un corso d'acqua. Un censimento da parte di ISPRA nel 2018 (https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/BIGBANG/BRACA_MARIANI_CReIAMO_PA.pdf) ha individuato 1276 stazioni di misura del livello idrometrico dei corsi d'acqua, per le quali solo su 747 sono disponibili misure di portata (cioè misure puntuali nel

tempo che forniscono il volume di acqua che passa in una data sezione in un certo momento temporale). La Figura 7.1 mostra alcuni esempi di sensori per la misura del livello idrometrico e della portata fluviale.

La scala di deflusso, la relazione che converte il livello idrometrico in portata fluviale che viene sviluppata a partire da diverse misure contemporanee di livello idrometrico e portata fluviale, è disponibile per circa la metà delle stazioni (621, sebbene in alcune stazioni vi siano misure di portata ma non sufficienti per costruire la scala di deflusso) (Fig. 7.2). A valle di questo censimento sono state stipulate una serie di convenzioni con le Regioni per aggiornare il sistema di monitoraggio. Si sottolinea inoltre che a livello regionale le reti di monitoraggio sono ancora più dense, come ad esempio mostrato in Figura 7.2 per il bacino del fiume Po dove si contano 1 628 stazioni di misura (Piano di gestione del distretto idrografico del fiume Po, 2021, https://www.adbpo.it/PianoAcque2021/PdGPo2021_22dic21/Elaborato_01_Aggiornamento_caratteristiche_22dic2021/PdGPo2021_Elab_1_Stato_22dic21_revDSG.pdf).

Figura 7.1

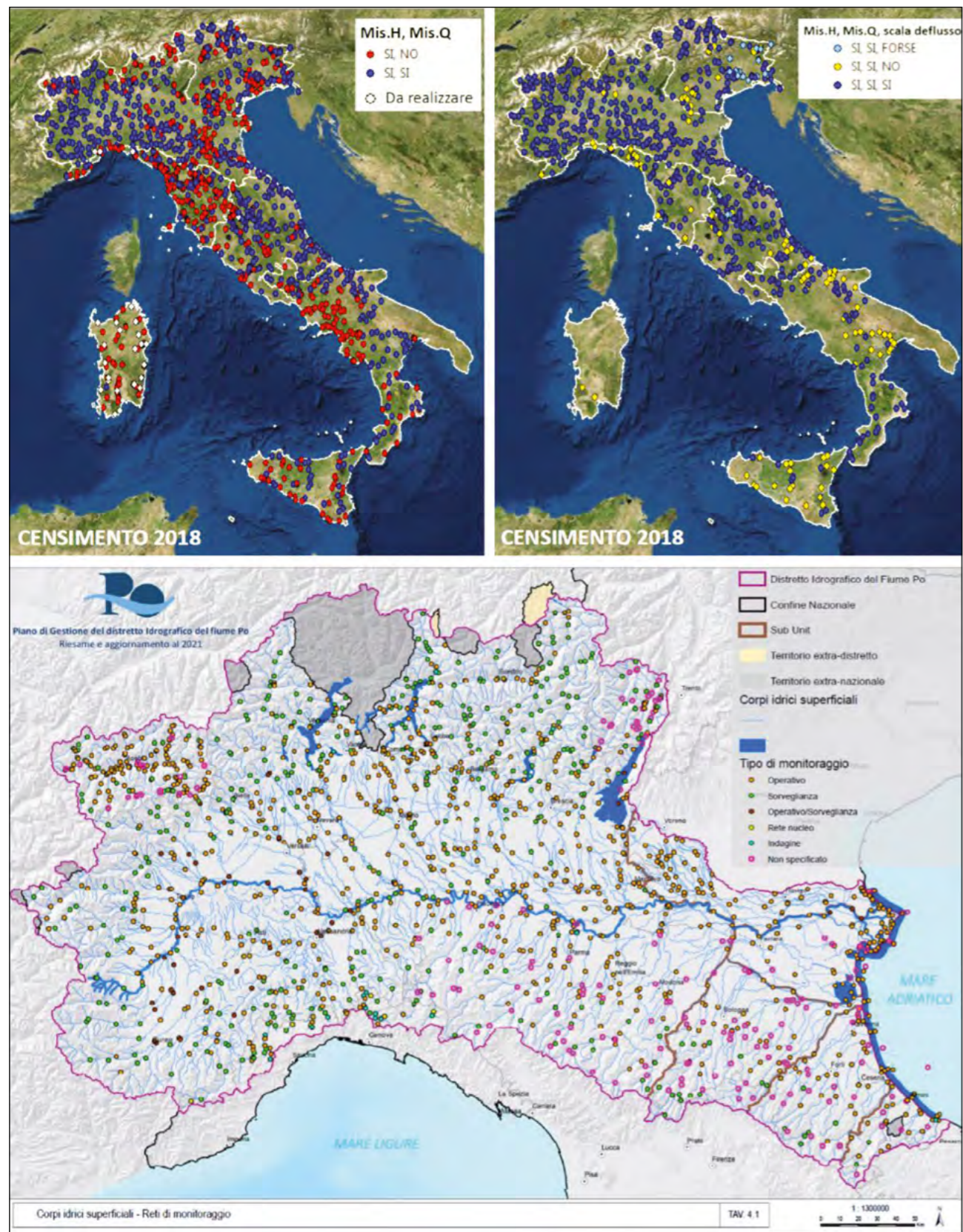
Esempi di strumentazione per il monitoraggio del livello idrometrico e della portata fluviale.



Figura 7.2

Nei pannelli superiori sono mostrate le stazioni di misura del livello idrometrico in Italia censite da ISPRA nel 2018, con l'indicazione delle stazioni per cui vengono fatte misure di portata fluviale, e per le quali è presente la scala di deflusso.

Il pannello inferiore mostra la rete di monitoraggio del bacino del fiume Po riportata nel Piano di gestione del distretto idrografico del Fiume Po del 2021.



Una possibile alternativa alle metodologie presentate in Figura 7.1 per il monitoraggio del livello idrometrico e della portata fluviale dei corsi d'acqua è rappresentata dall'uso di dati satellitari. L'approccio più consolidato per la misura del livello idrometrico si basa sull'uso dell'altimetria, che fornisce una stima della quota dell'acqua che deve essere convertita in altezza idrometrica conoscendo la geometria della sezione (ad esempio, Tarpanelli et al., 2021). Sulla base di tali misure, sono attualmente disponibili diversi sistemi operativi che forniscono stime del livello idrometrico su diversi corsi d'acqua a scala mondiale (ad esempio: Copernicus: <https://land.copernicus.eu/global/products/wl/>; Theia: <https://hydroweb.theia-land.fr/>; Dahiti: <https://dahiti.dgfi.tum.de/en/map/>; Hydrosat: <http://hydrosat.gis.uni-stuttgart.de/php/index.php>). In un recente lavoro, Deidda et al. (2021) hanno analizzato le serie idrometriche fornite dalla piattaforma Copernicus in 19 stazioni sul territorio italiano, ottenendo buoni risultati in termini di coerenza con le misure effettuate da stazioni a terra.

In alternativa ai dati altimetrici, di recente è stata sviluppata una metodologia per la stima della portata fluviale da dati forniti da sensori satellitari ottici (Tarpanelli et al., 2015), come ad esempio il ben noto satellite (<https://sentinel.copernicus.eu/web/sentinel/missions/sentinel-2>). La metodologia può anche essere implementata considerando i dati ad alta risoluzione spaziale (Sentinel-2, risoluzione 20 m), garantendo quindi la possibilità di monitorare corsi d'acqua anche di limitate dimensioni (Filippucci et al., 2022). Tuttavia, le tecniche di monitoraggio satellitare del livello idrometrico e della portata fluviale sono ancora in fase sperimentale e si prevede che un loro utilizzo per affiancare le reti di monitoraggio a terra, in un territorio come quello italiano

caratterizzato da corsi d'acqua di limitate dimensioni, siano necessari ancora diversi anni (5-10) di sviluppo. Diversamente, tali tecniche sono attualmente molto utili per il monitoraggio dei grandi fiumi (es., Rio delle Amazzoni, Congo) per i quali le reti di misura a terra sono abbastanza limitate.

Anche il monitoraggio dell'estensione del reticolo idrografico e della superficie dei laghi e degli invasi può essere effettuato mediante tecniche basate sull'utilizzo di dati satellitari multi-temporali di diversa tipologia, sia di tipo ottico multispettrale che da radar ad apertura sintetica (SAR). L'elevata ripetitività di acquisizione e risoluzione spaziale, nonché la copertura geografica, ottenibile con sensori montati su piattaforme satellitari consentono l'estrazione nel tempo delle maschere water/non-water (presenza/assenza di acqua superficiale) e, di conseguenza, la stima delle variazioni intra-annuali e inter-annuali della copertura d'acqua. Numerosi algoritmi e metodi sono stati sviluppati a tale scopo, e si basano su diverse tipologie di utilizzo, anche integrato, delle immagini satellitari. Ad esempio, dalle immagini ottiche (in assenza di copertura nuvolosa) possono essere estratti indici spettrali quale il Normalized Difference Water Index (NDWI) per discriminare l'acqua dalle altre superfici (Özelkan, 2020; Sekertekin, 2021). Le immagini SAR, utilizzate in qualsiasi condizione di copertura nuvolosa, consentono invece di individuare la presenza di acqua superficiale in virtù della debole risposta radar derivante dallo scattering superficiale dell'acqua stessa rispetto ad altri target (suolo, vegetazione, strutture antropiche, etc.). Alcune delle metodologie SAR sviluppate si caratterizzano come tecniche tradizionali di *thresholding* o di *clustering*, ma altre più recenti si basano su approcci di Machine Learning e Deep Learning (Guo et al., 2022).

Di recente, integrando osservazioni satellitari di livello idrometrico, con dati sulla morfologia, sono stati sviluppati algoritmi e tecniche per il monitoraggio sia del livello idrometrico che dei volumi degli invasi (ad esempio G-REALM: https://ipad.fas.usda.gov/cropexplorer/global_reservoir/). Un recentissimo lavoro (Hou et al., 2024) ha permesso di monitorare 27 000 laghi su scala globale dal 1984 a oggi, con 36 invasi presenti sul territorio italiano e una frequenza di campionamento circa mensile (Fig. 7.3). Questi dati devono ancora essere validati con dati a terra, ma hanno un elevato potenziale per integrare il monitoraggio degli invasi su scala nazionale. Il Dipartimento della protezione civile ha iniziato nel 2023 un'attività per comprendere potenzialità e limiti di tali tecniche sul territorio italiano.



Figura 7.3

Stazioni di monitoraggio dei volumi degli invasi da satellite in Italia presenti nel database: <https://www.globalwater.online/global-water/in-dex.html>.

Regime pregresso e stato attuale

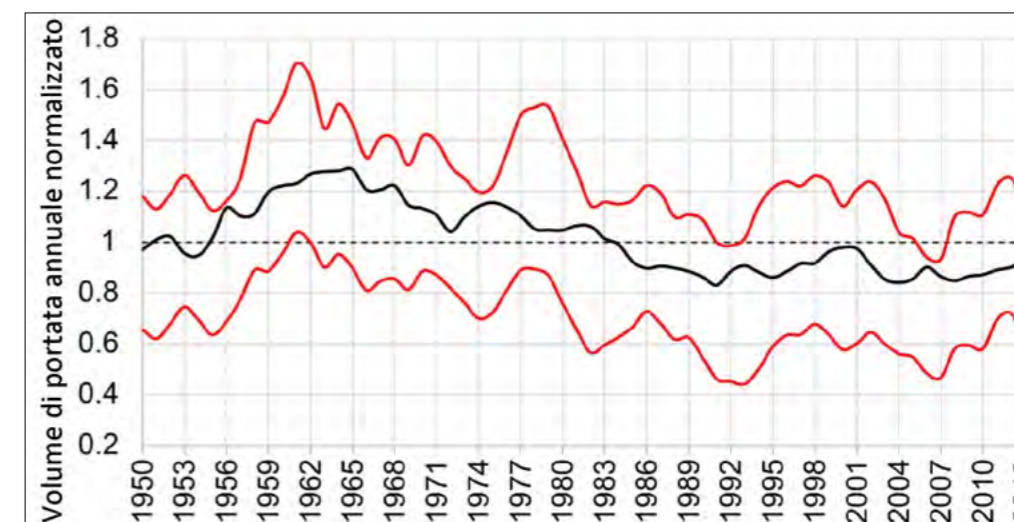
Come evidenziato in precedenza, in riferimento al trentennio 1991-2020, in Italia si è stimato un apporto di acqua piovana annua di circa 285 km³, ovvero 15 km³ in meno rispetto alla media del trentennio 1951-1980. Questa riduzione intorno al 5% non è significativa dal punto di vista meteorologico, e quindi non si può parlare di siccità meteorologica. Tuttavia, la siccità idrologica, ovvero la riduzione dei volumi di fiumi, laghi, e falde sul lungo periodo risulta evidente. Ad esempio, le portate in ingresso del lago di Como e del fiume Adda si sono ridotte del 20% negli ultimi 170 anni, e questo rappresenta una riduzione significativa. La principale ragione di questo andamento è da attribuire all'aumento delle temperature medie, che producono quindi una maggiore evapotraspirazione dai corsi d'acqua, dagli invasi, dal suolo, e dalle piante. Quindi, pur con un calo di piogge limitato, oggi abbiamo meno acqua disponibile.

Andando più nel dettaglio e considerando studi a scala europea, le serie sto-

riche di dati di portata fluviale indicano un aumento della frequenza delle magre nel Sud Europa (Stahl et al., 2016), in particolare in Francia (Giuntoli et al., 2013), Spagna (Coch e Mediero, 2016; Lorenzo-Lacruz et al., 2010) e Turchia (Cigizoglu et al., 2005), e una diminuzione complessiva della disponibilità di acqua nel dominio euro-mediterraneo (Gudmundsson et al., 2016, Masseroni et al., 2021) dovuta al cambiamento del clima. In particolare, lo studio di Masseroni et al. (2021) è stato il primo a collezionare dati idrometrici su lungo periodo (dal 1950 al 2013) sull'intero territorio italiano (circa 100 stazioni distribuite su tutto il territorio) e ad analizzare le tendenze della portata fluviale, anche in connessione con le tendenze delle precipitazioni e della temperatura dell'aria. Lo studio riporta che nell'area mediterranea, il declino dei volumi annui di flusso è iniziato nel 1965 e dall'inizio degli anni '80 i volumi sono stati costantemente inferiori alla media del periodo 1950-2013 (Fig. 7.4).

Figura 7.4

Andamento del volume annuo standardizzato dei volumi di deflusso dal 1950 al 2013. La linea nera mostra la media mobile del volume di flusso annuale standardizzato sull'intera area mediterranea. Le linee rosse mostrano il 25° e il 75° percentile (adattata da Masseroni et al., 2021).



In generale, tali tendenze negative mostrano un'influenza del clima su scala multi decennale (Hannaford et al., 2013) dovuta anche a dinamiche relative alla circolazione atmosferica come l'Oscillazione Nord Atlantica (NAO) e l'Oscillazione Multidecennale Atlantica (AMO) (Giuntoli et al., 2013). Inoltre, l'espansione delle foreste con un aumento della domanda evaporativa e dei terreni irrigati spiega in molti casi la diminuzione della portata in molti fiumi nella regione del Mediterraneo (Massari et al., 2022; Teuling, 2018; Vicente-Serrano et al., 2020). Si nota in particolare un aumento dell'intensità delle siccità idrologiche specie durante periodi di siccità multi-annuali in concomitanza a un aumento dell'evapotraspirazione in bacini naturali (Massari et al., 2022). L'aumento delle siccità idrologiche avviene in modo marcato nelle zone caratterizzate da alta domanda irrigua (Vicente-Serrano et al., 2017a, Vicente-Serrano et al., 2017b), come ad esempio la siccità nel bacino del Po del 2022. In relazione a tale evento, Montanari et al. (2023) hanno mostrato che la recente siccità che ha colpito il Nord Italia possa essere la più grave negli ultimi due secoli. Un altro aspetto importante da tenere in conto per valutare come la siccità meteorologica si propaga nello spazio e nel tempo sono le caratteristiche del bacino, e in particolare la capacità di immagazzinare l'acqua nel suolo, nel sottosuolo e nella vegetazione. Bruno et al. (2022) hanno mostrato che in più di 100 bacini italiani le anomalie nella capacità di immagazzinamento a scala di bacino idrografico giocano un ruolo fondamentale nella propagazione della siccità meteorologica.



La siccità del 2022-2023 nel bacino del fiume Po. Aspetti idrologici

L'analisi fatta da Montanari et al. (2023) mostra chiaramente che la siccità del 2022 è un evento-record in termini di portata fluviale lungo l'asta principale del Fiume Po. Indipendentemente dalla finestra di aggregazione considerata: se, cioè, si considerano uno o più mesi a partire da luglio 2022, la portata media del fiume Po a Pontelagoscuro, in prossimità della foce, osservata nell'estate 2022 è di gran lunga la più bassa degli ultimi due secoli. La Figura 7.5, ripresa dall'articolo mostra:

A. Le dieci siccità più severe secondo diverse finestre di aggregazione: L (luglio), GL (giugno-luglio), MGL (maggio-giugno-luglio) e AMGL (aprile-maggio-giugno-luglio); i numeri indicano gli anni di siccità e il colore il corrispondente periodo di ritorno.

B-E Portata media del fiume Po a Pontelagoscuro durante il periodo di osservazione per le finestre di aggregazione considerate. Le linee blu chiaro mostrano la portata media stagionale del fiume, mentre le linee blu scuro indicano la media mobile centrata su dieci anni. Le portate fluviali registrate nell'estate 2022 sono riportate in tonalità di rosso in base ai rispettivi periodi di ritorno.

Oltre a evidenziare che il 2022 è sempre al primo posto, si può constatare che 6 delle 10 peggiori annate siccitose si sono verificate nel periodo contemporaneo (dal 2003 in poi).

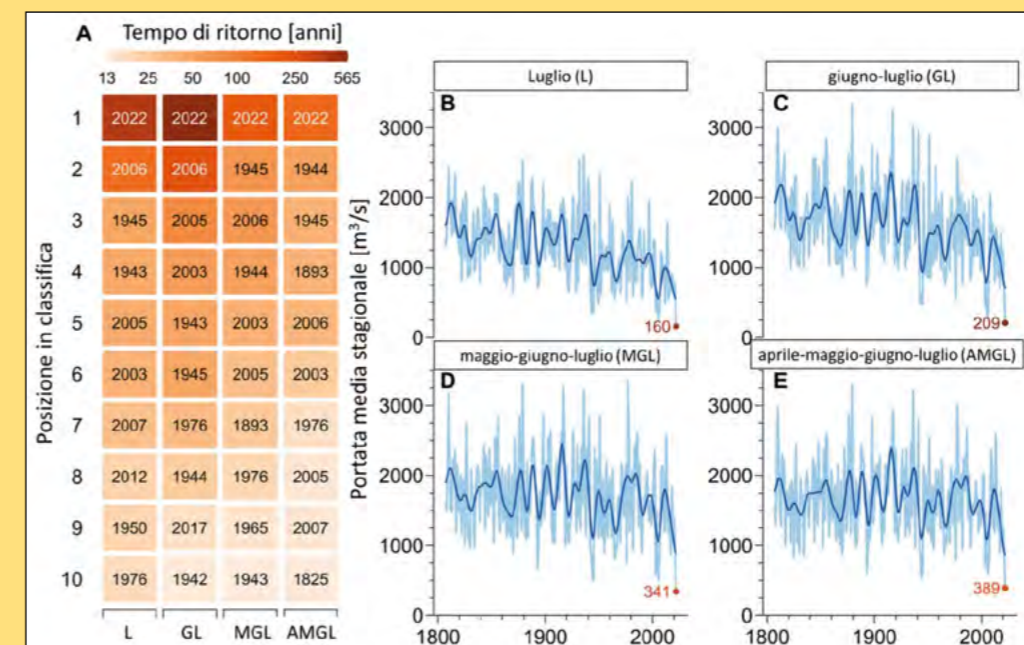


Figura 7.5 Analisi delle portate del fiume Po registrate a Pontelagoscuro nel periodo 1807-2022 (modificata da Montanari et al. 2023).

Impatti del cambiamento climatico sulle acque superficiali

Secondo il Sesto rapporto (AR6) dell'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2023), si prevede una riduzione della quantità della risorsa idrica rinnovabile, sia superficiale che sotterranea, in gran parte del territorio italiano. Questa riduzione è principalmente dovuta a un'attesa riduzione delle precipitazioni, sia liquide (pioggia) che solide (neve). D'altro canto, la crescente temperatura aumenterà l'evapotraspirazione potenziale (cioè quella massima in corrispondenza di laghi o terreni saturi), seppur l'impatto sull'evapotraspirazione reale (cioè quella effettiva che tiene conto della quantità di acqua disponibile nel suolo) è molto più complesso. L'aumento delle temperature innalzerà il limite nevoso ad altitudini maggiori e diminuirà le riserve idriche nivali e glaciali, non necessariamente a discapito del deflusso. Ci si attende infatti un aumento dei deflussi nel breve periodo nella stagione primaverile, e una riduzione complessiva a lungo termine. Pertanto, ci si attendono variazioni marcate del flusso fluviale stagionale.

Per i torrenti montani (cioè quelli che si originano a quote elevate, superiori a 1500 metri sul livello del mare), ci si attende un aumento di flusso invernale, e minori portate estive. In generale, si prevede una diminuzione importante delle portate di magra pari a circa il 40% (Forzieri et al., 2014), ulteriormente aggravata dall'aumento dei prelievi antropici che potrebbe causare un'ulteriore riduzione pari al 10-15%.

La maggior parte degli studi disponibili che hanno valutato gli effetti dei cambiamenti climatici sulle risorse idriche superficiali sono concentrati sui bacini idrografici più grandi come, ad esempio, il bacino del fiume Po (Coppola et al., 2014; Vezzoli et al., 2015) e del fiume Toce (Ravazzani et al., 2014). Per il bacino del Po, si prevede un anticipo della portata di picco primaverile da maggio ad aprile, un aumento del deflusso invernale soprattutto in alta quota e una riduzione delle portate primaverili e soprattutto estive (fino al 40%). Un ulteriore aspetto importante che accomuna diversi studi è rappresentato da un notevole aumento della variabilità intra-annuale, soprattutto in autunno e in inverno. Per quanto riguarda invece i bacini di altri distretti idrografici del centro e Sud Italia (ad esempio, D'Oria et al., 2019), si prevede una riduzione dei deflussi di minore entità (tra l'1% e il 7%).

In merito al volume delle riserve idriche, Pedro-Monzonis et al. (2016) hanno stimato una riduzione del 24% nel bacino del Po e hanno trovato che l'aumento dell'evapotraspirazione ha un impatto più rilevante dei prelievi antropici su tale riduzione. Al Sud Italia, Longobardi et al. (2014) attribuiscono alla riduzione delle precipitazioni la causa principale dell'insufficienza dei sistemi idrici piuttosto che a un aumento della domanda idrica. Diversamente, in Italia centrale, la riduzione della capacità dei serbatoi rappresenta il problema principale da affrontare per migliorare l'efficienza dei sistemi di approvvigionamento idrico (Preziosi et al., 2013).

Un tema rilevante riguarda i fiumi temporanei, il cui regime idrologico naturale è fortemente alterato dal cambiamento climatico (Brouziyne et al., 2021). I fiumi temporanei (Fig. 7.6), intermittenti ed effimeri sono sistemi fluviali caratterizzati da periodi di asciutta totale o di tratti della rete idrografica (Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, decreto ministeriale n. 131 del 16 giugno 2008). Essi sono predominanti nella regione del Mediterraneo e costituiscono circa il 50% della rete idrografica a livello globale (Tramblay et al., 2021). Nelle regioni del Sud Italia (in particolare Puglia, Calabria, Sardegna e Sicilia) buona parte dei corsi d'acqua mostra un carattere temporaneo. Essi costituiscono un'importante risorsa per l'agricoltura che potrebbe essere a rischio in futuro. Recenti studi condotti in Puglia hanno evidenziato che negli ultimi decenni si sono registrati cambiamenti del regime delle portate, in particolare un significativo aumento del numero di giorni con deflusso nullo e un anticipo del periodo di asciutta, oltre a una generale riduzione dei deflussi (De Girolamo et al., 2022). Queste alterazioni sono state causate in buona parte dalla riduzione delle precipitazioni nevose indotta dall'aumento della temperatura registrata nelle aree montane. De Girolamo et al. (2022) hanno stimato che dal 1950 al 2012, nella stazione di monte Faeto (866 m s.l.m.) nel bacino idrografico del fiume Celone, il numero di giorni con temperature inferiori a 0 °C è diminuito di 12 giorni ogni 10 anni con conseguente riduzione delle precipitazioni nevose.

Per i prossimi decenni, le proiezioni climatiche indicano un aumento delle temperature e una riduzione delle precipitazioni i cui principali effetti sul regime idrologico, stimati mediante modello, sono una transizione verso condizioni più estreme (estensione del periodo di asciutta, aumento degli eventi di piena, cosiddetti *flash floods*) e un aggravamento delle condizioni estreme di magra (De Girolamo et al., 2022). Le alterazioni del regime idrologico potranno avere importanti implicazioni sull'ecosistema e sulla qualità delle acque superficiali. La riduzione dei volumi addotti agli invasi, inoltre, richiederà una revisione periodica dei deflussi ecologici. La gestione dei fiumi temporanei dovrà necessariamente affrontare nuove sfide per mantenere e/o ripristinare gli ecosistemi fluviali e al tempo stesso soddisfare l'aumento della domanda in un contesto di ridotta disponibilità.

Figura 7.6
Distribuzione dei fiumi temporanei in Italia (modificata da Skoulikidis et al., 2017).



Strumenti modellistici di analisi e previsionali

L'Istituto italiano per la ricerca e la protezione dell'ambiente (ISPRA), nell'ambito delle attività di idrologia operativa nazionale, ha sviluppato un modello di bilancio idrico distribuito denominato BIGBANG - Bilancio Idrologico GIS BAsed a scala Nazionale su Griglia regolare - volto a valutare le diverse componenti del bilancio idrologico idrico su scala mensile (Braca et al., 2018; Braca et al., 2021; Braca et al., 2023 <https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/il-bilancio-idrologico-gis-based-a-scala-nazionale-su-griglia-regolare-bigbang>). L'idea di BIGBANG, arrivato ora alla sua versione 7.0, è quella di fornire una immagine a scala nazionale dell'attuale condizione delle risorse idriche focalizzandosi sul deficit di precipitazioni e sulla conseguente riduzione della disponibilità naturale di risorse idriche rinnovabili. I principali vantaggi di questo modello consistono nell'elevato numero di osservazioni a terra utilizzato per produrre tali stime. A partire dal suo iniziale sviluppo, il modello BIGBANG è stato oggetto di una continua attività di aggiornamento e miglioramento dei codici utilizzati, oltre che di ampliamento della base dati e delle carte tematiche utilizzati nelle valutazioni del bilancio idrologico. Tale attività continuerà anche nei prossimi anni sia nell'ambito del "Progetto Bilancio Idrologico Nazionale", specifica linea di azione prevista nel Piano operativo ambiente FSC 2014-2020 promosso dal MiTE, sia nel corso dell'Azione di accompagnamento del programma Mirror Copernicus del Piano strategico Space Economy promossa dal Ministero dello

sviluppo economico (MISE). Per maggiori dettagli sul modello BIGBANG si rimanda al Capitolo 1.

Un'altra iniziativa a scala nazionale rivolta principalmente allo studio delle alluvioni ma di recente utilizzata sempre di più anche in ambito siccità è il modello idrologico Continuum, descritto in Silvestro et al. (2013) e Silvestro et al. (2015), che è stato utilizzato per molti studi di ricerca sugli estremi idrologici (ad esempio, Alfieri et al., 2022; Corral et al., 2019; Laiolo et al., 2016). Il modello risolve sia i bilanci di massa che quelli energetici su una maglia quadrata regolare utilizzando un approccio "force-restore" per la parte energetica e uno schema classico a serbatoi con un singolo strato per il contenuto idrico del suolo nella zona delle radici. Continuum gira operativamente sul territorio italiano nell'ambito delle attività di monitoraggio e previsione a supporto della Protezione civile italiana alla scala di 500 m producendo mappe dell'umidità del suolo con una risoluzione temporale di 1h. Il modello genera inoltre portate orarie sulle maggiori stazioni di monitoraggio idrologico regionale.

In ambito operativo, le diverse regioni e distretti idrografici si sono serviti di svariati strumenti modellistici di letteratura o sviluppati *ad hoc*, che integrano in un unico modello numerico, sia la modellistica idrologica e idrogeologica che la modellistica relativa agli utilizzi. Una panoramica di alcuni di questi strumenti è riportata nel Capitolo 11.

Sebbene non specificatamente sviluppate per il monitoraggio e la previsione della siccità idrologica, numerose iniziative sono state intraprese nell'ambito della modellazione utilizzando sia modelli concettuali che fisicamente basati, delle quali si riportano qui alcuni brevi cenni. In Italia centrale e in Nord Italia, il Modello idrologico semidistribuito in continuo (MISDc), a cura del gruppo di idrologia del CNR-IRPI (Brocca et al., 2011; Camici et al., 2020; Cislighi et al., 2020), originariamente sviluppato per la previsione delle inondazioni e successivamente declinato in diverse versioni, ha trovato di recente applicazione anche per gestione delle risorse idriche nell'ambito del progetto dell'Agenzia spaziale europea (ESA): Digital Twin Earth Hydrology (Brocca et al., 2023; Brocca et al., 2024). Il modello Soil Water Assessment Tool (SWAT, <https://swat.tamu.edu/>), noto modello sviluppato dall'United States Department of Agriculture (USDA) per la gestione delle risorse idriche a scala di bacini, ha trovato anch'esso applicazioni al contesto italiano per la valutazione degli effetti della siccità idrologica nel Nord Italia (Bernini et al., 2023). Il modello Topkapi (Ciarapica e Todini, 2002) è inoltre utilizzato in diversi contesti operativi nei centri funzionali regionali della protezione civile. In Calabria, a fronte dell'aumentato rischio di siccità favorito dalle mutate condizioni climatiche, sono stati proposti sistemi d'allertamento (Mendicino e Versace, 2007) e modelli di gestione per sistemi irrigui, potabili e a utilizzo multiplo (ad esempio Maiolo et al., 2017; Senatore et al., 2022).

In campo non operativo, una iniziativa degna di nota è la Rianalisi MERIDA (Meteorological Reanalysis Italian DATaset, Bonanno et al., 2019, si veda a tal proposito anche il Capitolo 4 del presente volume) sviluppata per far fronte alle

sempre più frequenti condizioni meteorologiche estreme degli ultimi 20 anni. Il sistema di rianalisi MERIDA - richiesto dal 'Tavolo di lavoro per la resilienza' istituito dall'Autorità di regolazione per energia reti e ambiente (ARERA) per far fronte ai diversi disservizi al sistema elettrico italiano a seguito di eventi estremi meteo-idrologici - consiste in un *downscaling* dinamico della rianalisi globale ERA5 utilizzando il modello ad area limitata Advanced Research - Weather Research & Forecasting Model (ARW). In ambito acque superficiali, tale rianalisi non produce dati di ruscellamento e portata, ma risulta comunque importante la sua citazione per qualsiasi iniziativa futura in tale ambito.

Una recente e interessante soluzione alla modellazione idrologica anche allo scopo di predire la siccità idrologica è costituita da GEOframe (Formetta et al., 2014), un sistema informatico per la modellazione idrologica che mira a incorporare il paradigma Digital Twin Earth (Rigon et al., 2022). Il termine "sistema" sottolinea che si tratta di un'infrastruttura flessibile in grado di ospitare diverse soluzioni di modellazione (componenti del modello). Questa caratteristica deriva dall'uso del sistema-framework Object Modeling System (v3) (David et al., 2013), che permette di collegare queste componenti per studiare specifici problemi idrologici, fornendo molteplici alternative per la loro descrizione matematica e numerica. Per la sua adattabilità GEOframe è stato impiegato in simulazioni idrologiche a diverse scale spaziali, dall'idrologia di bacino per lo studio delle interazioni tra acque superficiali e sotterranee e le loro dinamiche anche in condizioni di siccità (Azimi et al., 2023), ai bacini medio-grandi come il fiume Po e il fiume Adige (Morlot et al., 2024) nel contesto italiano (applicazioni in altri contesti non sono qui riportate).

Relazione quantità - qualità delle acque superficiali

Le variazioni del regime idrologico su diversi orizzonti temporali, siano esse indotte da variazioni del regime termo-pluviometrico e/o da interventi antropici, hanno un indubbio impatto non solo sulla quantità delle acque superficiali e sotterranee e quindi sulla variabilità nel tempo e nello spazio delle risorse idriche, ma anche sulla loro qualità. Una trattazione

estesa della relazione quantità-qualità delle acque superficiali esula dagli scopi del presente capitolo. Tuttavia, riteniamo utile accennare ad alcuni aspetti di carattere quantitativo che, specie in un contesto di cambiamento climatico, possono determinare un deterioramento qualitativo delle risorse idriche e dunque, di fatto, un'ulteriore riduzione di disponibilità.

7.6.1

Aumento delle concentrazioni a causa della diminuzione dei volumi disponibili

In generale, i carichi apportati dalle sorgenti di immissione puntuali degli inquinanti sono indipendenti dal regime idrologico o dalle condizioni meteorologiche, mentre gli apporti inquinanti da fonti diffuse sono estremamente dipendenti dall'alternanza di eventi meteorologici estremi quali la siccità e le piogge intense. L'apporto di pesticidi da suoli agricoli e di inquinanti depositati sulle superfici urbane ai corpi idrici superficiali è dovuto principalmente al dilavamento o deflusso superficiale indotto da eventi di precipitazione, nel caso di sostanze chimiche provenienti dall'uso quotidiano come residui farmaceutici e prodotti per la cura della persona ed emesse dagli impianti di trattamento civili, oppure sostanze chimiche di sintesi emesse da impianti di trattamento industriali, il carico emesso delle sostanze emesse è costante e quindi indipendente dal regime pluviometrico

e quindi dalla disponibilità di acqua del corpo idrico recettore. Di conseguenza, in regime di siccità idrologica la riduzione di portata dei corsi d'acqua o del livello dei laghi e bacini ha come ricaduta immediata l'aumento delle concentrazioni degli inquinanti dovuti agli scarichi urbani o industriali nei corpi idrici recettori, con un inevitabile peggioramento della qualità delle acque e impatti sulle biocenosi (Keller et al., 2014). In molti casi di corsi d'acqua a ridotta portata o a carattere temporaneo o intermittente si giunge alla situazione limite che l'acqua proveniente dalla depurazione urbana diventa la principale se non unica sorgente di acqua per il corso d'acqua stesso (Ricci et al., 2022). Uno studio su scala mondiale sull'impatto degli impianti di trattamento sui fiumi recettori ha stimato quale sia la percentuale di acqua proveniente dagli impianti nei fiumi italiani (Tab. 7.1).

Paese	Lunghezza totale di fiumi a valle di impianti di depurazione (km)	Percentuale di fiumi a valle di impianti di depurazione che contengono più di x di acqua di scarico trattata (%)							
		Condizioni di portata media x=1% x=5% x=10% x=50%				Condizioni di portata bassa x=1% x=5% x=10% x=50%			
Italia	19 777	53.9	12	4.8	0.2	83.5	41.8	21.3	1
Globale	1 214 36	32.8	10.9	5.9	0.9	55.9	27.1	17.6	5.1

Tabella 7.1

Percentuale di fiumi a valle di impianti di depurazione che contengono più di x % di acqua di scarico trattata in diverse condizioni idrologiche (modificata da Ehalt Macedo et al., 2022).

In regime di portata media solo il 4.8% dei fiumi italiani ha una percentuale di acqua proveniente dagli impianti >10%. In regime di magra questa percentuale aumenta fino al 21.3% dei fiumi italiani. Sempre in regime di magra il 41.8% dei fiumi ha una frazione di acqua >5% proveniente da impianti di depurazione e l'83.5% dei fiumi ha una frazione d'acqua > % proveniente da impianti di depurazione, e vi è anche un 1% dei fiumi nei quali la frazione di acqua da depurazione supera il 50% dell'acqua totale del fiume stesso (Ehalt Macedo et al., 2022). Una stima del contributo degli impianti di trattamento urbani sul reticolo idrografico del fiume Po in occasione dell'evento di siccità estrema del 2022 è riportato nel Capitolo 10.

Uno studio recente (Büttner et al., 2022) ha cercato di identificare una soglia percentuale di scarico delle acque reflue rispetto alla portata del corpo idrico, al di sopra della quale può verificarsi un danno ecologico. A tal fine è stato sviluppato un database da una serie di set di dati europei contenenti lo stato ecologico, la portata fluviale modellata e la quantità stimata di effluenti scaricati dai 26 523 impianti di trattamento delle acque reflue europei nei fiumi e nei torrenti. Utilizzando questi dati, è stata poi calcolata la quota di scarico delle acque reflue urbane rispetto alla portata dei corsi d'acqua. L'analisi ha dimostrato che lo stato ecologico dei corsi d'acqua europei (e dei piccoli fiumi) diminuisce in modo consistente con l'aumento della frazione di scarico delle acque reflue urbane rispetto al flusso di corrente. I ricercatori

hanno calcolato che il valore critico della quota di scarico al di sopra del quale si sarebbe verificato un danno ecologico era del 6.5%. Come evidenziato dalla Tabella 7.1 in regime di magra in Italia quasi il 40% dei fiumi sarebbe a rischio di non rispettare il buono stato ecologico previsto dalla normativa (Direttiva WFD 2000/60/CE). Questa situazione ha un'ovvia ricaduta in termini di scadimento della qualità del corpo idrico anche ai fini della classificazione di qualità prevista dalla normativa europea (Direttiva 2000/60/CE), ma soprattutto pone dei rischi accresciuti per le funzioni che il corso d'acqua svolge in termini di ricarica della falda e uso agricolo.

Alla riduzione delle portate sono però collegati altri impatti sulla qualità delle acque strettamente connessi con episodi siccitosi (eventualmente accompagnati da temperature elevate) e tali per cui la disponibilità di risorsa per i diversi usi si riduce significativamente (ad esempio indisponibilità di acqua invasata a causa di bloom algale, salinizzazione delle falde per diminuzione delle portate e/o aumento delle pressioni, etc.). Tra queste ricadute della riduzione di portate dei principali fiumi, una delle più studiate per i suoi impatti economici e sanitari è la risalita del cuneo salino di cui si tratterà in modo diffuso nel Capitolo 9. Gli effetti di questo fenomeno sul Po impattano sulla disponibilità di acqua di buona qualità destinata alla potabilizzazione e all'irrigazione e di conseguenza impatta sulle rese agricole, nonché sulla salinizzazione dei terreni stessi.

Nel caso degli ambienti lacustri di notevole importanza è la stima dei carichi di nutrienti trasferiti dal bacino idrografico al lago, attraverso i principali immissari. Tali carichi dipendono sia dalla portata del tributario sia dalle concentrazioni di nutriente. Il carico di nutrienti, in particolare di fosforo, influenza l'intera ecologia del lago, ma è spesso conosciuto con un grado di dettaglio insufficiente. Le portate dei tributari minori possono essere in genere stimate solo attraverso approcci indiretti (ad esempio Fenocchi et al., 2023), mentre le concentrazioni delle sostanze nutrienti sono soggette a dinamiche complesse, che dipendono da diversi fattori quali il regime idrologico e l'antropizzazione del territorio (Moatar et al., 2017; Musolff et al., 2015). Una adeguata comprensione della relazione portata - concentrazione è quindi necessaria per una corretta simulazione dei processi fisico-chimico-biologici che avvengono nell'ambiente lacustre. I carichi di nutrienti influenzano in particolare fioriture algali la cui intensità e frequenza potrebbe

diminuire in anni caratterizzati da scarsa piovosità per poi aumentare durante i periodi di elevati apporti da bacino (Copetti et al., 2017). Nella gestione dei laghi lacustri risulta di particolare interesse l'utilizzo di modelli accoppiati idrodinamico/ecologici in grado di simulare le risposte degli ambienti lacustri ai carichi di nutrienti e alle forzanti climatiche (Hipsey et al., 2019; Nielsen et al., 2017).

Tali modelli sono quindi di particolare interesse anche per la modellazione dell'impatto della siccità e delle fluttuazioni di livello sui corpi idrici lentici. Riproducendo l'andamento delle dinamiche di mescolamento e stratificazione dei laghi, i cicli di ossigeno/fosforo/azoto e carbonio e i bloom algali (Dresti et al., 2021). I modelli accoppiati sono adatti per studiare i fenomeni a lungo termine nei corpi idrici lentici, supportando anche simulazioni che considerino i cambiamenti climatici e le variazioni di nutrienti in ingresso dovute a periodi siccitosi oppure ad eventi estremi di precipitazione.

Tra gli aspetti qualitativi degli impatti del cambiamento climatico sulle acque superficiali è importante considerare le conseguenze su mobilizzazione e trasporto di sedimento e fosforo lungo i versanti dei bacini idrografici. Non si può infatti non accennare alle conseguenze delle piogge particolarmente intense e di breve durata, che si verificano con frequenza sempre maggiore in vaste aree non solo del nostro Paese, ma di tutta l'Europa e che, pur non costituendo l'argomento principale del presente volume, rappresentano un importante aspetto dei cambiamenti climatici, in relazione alla gestione delle risorse idriche.

Questi eventi sono responsabili, tra l'altro, del trasporto di sedimento e fosforo verso i corpi idrici superficiali e del conseguente verificarsi non solo di fenomeni di eutrofizzazione, ma anche della perdita di fertilità dei suoli e dell'interrimento di laghi e bacini di raccolta delle acque piovane.

Piogge intense e di breve durata causano il distacco delle particelle di terreno e se la quantità di pioggia supera la capacità di infiltrazione del terreno, anche il verificarsi di fenomeni di ruscellamento superficiale e di conseguenza, di erosione. Indicativamente, in riferimento alle aree temperate, Evans (1978) riporta che 7.5 mm/giorno di pioggia possono causare erosione, mentre Boardman e Robinson (1985) riportano 5 mm/ora come la più bassa intensità di pioggia in grado di causare erosione severa. Il ruscellamento superficiale è inoltre responsabile del trasporto di considerevoli quantità di nutrienti e in particolare di fosforo verso i corpi idrici superficiali. È noto, infatti, che la maggior parte del fosforo che raggiunge i corpi idrici superficiali nell'arco dell'anno è asportato duran-

te pochi eventi di pioggia particolarmente intensi. È quindi possibile ipotizzare che molto probabilmente, alla sopra menzionata intensificazione del ciclo idrologico causata dal cambiamento climatico, consegua un'intensificazione del ciclo del fosforo. I fenomeni appena descritti sono in grado di amplificare gli effetti delle temperature più elevate e dell'aggravarsi della siccità sulla disponibilità delle risorse idriche. Esiste infatti, un'interdipendenza anche tra le conseguenze delle diverse manifestazioni dei cambiamenti climatici (ad esempio, aumento delle temperature e clima secco da un lato e precipitazioni estreme dall'altro) i cui opposti effetti, invece di neutralizzarsi l'uno con l'altro, come potrebbe apparire ad un primo esame, si amplificano a vicenda. A tale riguardo, basti pensare alle aree coltivate in cui poche specie vegetali sopravvivono alle estati calde e secche e le piogge autunnali già di per sé piuttosto intense, cadono su suoli non protetti, causando fenomeni significativi di erosione e trasporto di inquinanti, che interessano quindi anche aspetti qualitativi della gestione della risorsa. A proposito degli argomenti trattati nel paragrafo, vale la pena menzionare l'interessante review di van Vliet et al. (2023) in cui sono riportati numerosi esempi concreti di indisponibilità della risorsa dovuta al deterioramento della qualità conseguente ai cambiamenti climatici.

Infine, per quanto accennato nel presente paragrafo, va da sé che problemi complessi come quelli legati alle conseguenze dei cambiamenti climatici sulla qualità delle acque superficiali, non possono non essere affrontati che con un approccio olistico, che prenda in considerazione oltre agli aspetti legati alla siccità, anche quelli conseguenti agli eventi estremi di pioggia.

Le dighe stanno diventando sempre più strategiche per la conservazione delle risorse idriche e per la transizione energetica. Tuttavia, negli invasi si accumulano ingenti quantitativi di sedimenti che intrappolano inquinanti di origine naturale e antropica e possono compromettere la qualità delle acque invase e ridurre la capacità utile degli invasi. Si calcola che l'accumulo di sedimenti in 468 grandi invasi possa ridurre il volume di invaso del 20% (2^a Relazione alla cabina di regia. <https://commissari.gov.it/scarsitaidrica/attivita/cabina-di-regia/relazioni-per-la-cabina-di-regia/seconda-relazione-del-commissario/seconda-relazione/>). Per questo, il "Decreto siccità" (D.M. n. 39/2023, legge n. 68/2023) prevede che in diversi invasi, ritenuti strategici per la conservazione delle risorse idriche, siano rimossi i sedimenti accumulati, per recuperare così volume utile. Il tasso di interrimento degli invasi può essere consistente anche in assenza di precipitazioni intense, in quanto diverse dighe collettano le acque di bacini allacciati presenti a monte, utilizzati per la produzione di energia idroelettrica (Regione Lombardia, 2008).

In Nord Italia, una delle strategie più utilizzate per rimuovere i sedimenti dagli inva-

si è la fluitazione, ossia il rilascio controllato di sedimenti nel corpo idrico di valle, un'operazione che determina, in primo luogo, un impatto fisico immediato sull'ecosistema fluviale a valle, che viene fortemente alterato dal punto di vista idromorfologico, ma che può provocare anche un impatto ecotossicologico a lungo termine, a causa del rilascio di contaminanti accumulati nei sedimenti, tra cui elementi in traccia, IPA e PCB (Marziali et al., 2017; Lepage et al., 2020). Il rilascio di contaminanti dai sedimenti nella colonna d'acqua può diventare particolarmente critico in condizioni di basse portate, dove la diluizione in acque provenienti da monte può risultare scarsa. La necessità di una caratterizzazione chimica ed ecotossicologica dei sedimenti degli invasi ai fini della gestione delle operazioni di mobilizzazione degli stessi è stata recentemente introdotta con il D.M. 205 del 12 ottobre 2022 (Regolamento recante criteri per la redazione del progetto di gestione degli invasi) e, a livello regionale, è parte integrante delle "Direttive tecniche per la predisposizione, l'approvazione e l'attuazione dei progetti di gestione degli invasi" della Regione Lombardia (D.G.R. X/5736 del 24 ottobre 2016), alla cui stesura ha partecipato l'Istituto di ricerca sulle acque del CNR.



Sulla base delle evidenze riportate in questo capitolo, sono state individuate le principali domande di ricerca da indirizzare per migliorare la definizione del bilancio idrico nel comparto delle acque superficiali. Ovviamente, alcune domande si intersecano con quelle riportate in altri capitoli perché riguardano i deficit di conoscenza attualmente presenti in altri comparti (ad esempio, criosfera, atmosfera e usi dell'acqua).

La rete di monitoraggio delle acque superficiali in Italia è molto ben sviluppata, grazie all'eredità del Servizio Idrografico Nazionale che ha garantito il monitoraggio dei corsi d'acqua e degli invasi a partire dai primi anni del 1900. Tuttavia, risulta chiaro che ancora abbiamo un deficit di conoscenza per il monitoraggio del reticolo secondario, soprattutto dei fiumi temporanei e dei piccoli bacini montani. Per indirizzare il monitoraggio dei fiumi temporanei risulta fondamentale lo sviluppo di tecniche di telerilevamento per monitorare cambiamenti nella superficie (riduzione delle dimensioni fino alla scomparsa) (Salerno et al., 2014), e nel colore dell'acqua come proxy del carico solido sospeso (Matta et al., 2017). Il monitoraggio biologico volto a verificare gli effetti ambientali dei cambiamenti (eutrofizzazione, acidificazione, cambiamento climatico) può essere un'ulteriore tecnica per il monitoraggio dei fiumi temporanei. Se si considerano i piccoli bacini montani, l'influenza della neve, e soprattutto dei ghiacciai sui deflussi, rappresenta oggi la maggior fonte di incertezza anch'essa potenzialmente affrontabile utilizzando tecniche di telerilevamento (ad esempio, Alfieri et al., 2022).

Un secondo aspetto che richiede particolare attenzione riguarda la capacità di comprendere e prevedere l'intensificazione della siccità idrologica, sia per le cosiddette "siccità lampo" (tipo di siccità caratterizzata da un rapido inizio, intensificazione e gravità in un arco di tempo relativamente breve, di solito entro pochi giorni o settimane) che risultano essere sempre più frequenti, sia, e soprattutto, per le "siccità idrologiche multi-annuali" (la siccità nel bacino del Po è un classico esempio di siccità multi-annuale). Lo studio di questi fenomeni richiede il monitoraggio non solo delle portate fluviali, ma anche delle altre componenti del ciclo idrologico e in particolare della quantità di acqua immagazzinata nel suolo e nel sottosuolo e dell'evapotraspirazione. Risulta necessario comprendere quali sono le ragioni dell'innescarsi di questi fenomeni, probabilmente legati non solo a fattori climatici ma anche alle caratteristiche geomorfologiche dei bacini, così come la copertura dei suoli, la vegetazione e le caratteristiche dei suoli. Tale attività richiede uno studio multidisciplinare e le recenti osservazioni satellitari ad alta risoluzione possono rappresentare un elemento fondamentale per colmare questo importante divario di conoscenza.

A fare da contrappunto all'aumento dei fenomeni di siccità idrologica, il verificarsi sempre più frequente di piogge molto intense e di breve durata altera in maniera significativa gli apporti idrici a fiumi, laghi e alle acque del mare con conseguenze sui termini del bilancio. Un esempio sono gli eventi occorsi su parte della Lombardia a maggio 2024, e sul territorio dell'Emilia-Romagna nello stesso periodo del 2023, che inoltre

rappresentano una crescente minaccia per l'ambiente, la salute umana e lo sviluppo socioeconomico. Anche a tale riguardo, come per i fenomeni di siccità idrologica, vi è una mancanza di analisi approfondite sulle cause fisiche responsabili di questi eventi, spesso collegati a interazioni tra terre emerse, oceani e atmosfera (Wang et al., 2022), e su come il riscaldamento globale indotto dalle attività umane, contribuisca al loro verificarsi.

Un altro aspetto di notevole importanza riguarda l'impatto degli interventi dell'uomo attraverso la costruzione e la regolazione degli invasi e l'irrigazione, sui deflussi, e in particolare sui regimi di magra, sugli ecosistemi fluviali, e sui sistemi lacustri stessi (Balbus et al., 2013). Risulta necessario valutare gli impatti della presenza di invasi/sbarramenti fluviali, in generale sugli ecosistemi fluviali di valle e di monte, sulla ricarica della falda acquifera e sul ritiro delle coste. È possibile sviluppare protocolli gestionali che permettano di utilizzare gli invasi in maniera (più) soste-

nibile, in modo da minimizzare gli impatti sugli ecosistemi fluviali, anche alla luce del cambiamento climatico in atto; in particolare, è necessario focalizzare il problema della gestione della qualità e quantità dei sedimenti accumulati (Marziali et al., 2017; Lepage et al., 2020), e quindi sottratti alla naturale morfologia fluviale e al ripascimento delle coste, e arrivare a definire il Deflusso Ecologico specifico per ogni corso d'acqua.

Sempre a proposito degli effetti indiretti, causati dall'uomo sui termini del bilancio riferiti al comparto acque superficiali, ma non solo, si possono menzionare infine, anche i cambiamenti dell'uso del suolo. Tra questi, ad esempio, l'urbanizzazione che determina l'impermeabilizzazione dei terreni, la riduzione dell'infiltrazione e dell'evaporazione, l'aumento del ruscellamento superficiale, nonché variazioni della ricarica delle acque sotterranee, tutti fenomeni ancora particolarmente difficili da quantificare, allo stato attuale delle conoscenze (Orr et al., 2022).



Referenze bibliografiche

Alfieri, L., Avanzi, F., Delogu, F., Gabellani, S., Bruno, G., Campo, L., Libeno, A., Massari, C., Tarpanelli, A., Rains, D., Miralles, D. G., Quast, R., Vreugdenhil, M., Wu, H., Brocca, L., 2022. High-resolution satellite products improve hydrological modeling in northern Italy. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 26(14), 3921–3939. <https://doi.org/10.5194/hess-26-3921-2022>

Azimi, S., Massari, C., Formetta, G., Barbetta, S., Tazioli, A., Fronzi, D., ... Rigon, R., 2023. On understanding mountainous carbonate basins of the Mediterranean using parsimonious modeling solutions. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 27(24), 4485–4503. <https://doi.org/10.5194/hess-27-4485-2023>

Balbus, J. M., Boxall, A. B. A., Fenske, R. A., McKone, T. E., Zeise, L., 2013. Implications of global climate change for the assessment and management of human health risks of chemicals in the natural environment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 32(1), 62–78. <https://doi.org/10.1002/etc.2046>

Bernini, A., Becker, R., Adeniyi, O. D., Pilla, G., Sadeghi, S. H., Maerker, M., 2023. Hydrological implications of recent droughts, (2004–2022): A SWAT-based study in an ancient lowland irrigation area in Lombardy, northern Italy. *Sustainability*, 15(24), 16771. <https://doi.org/10.3390/su152416771>

Boardman, J., Robinson, D. A., 1985. Soil erosion, climatic vagary and agricultural change on the Downs around Lewes and Brighton, autumn 1982. *Applied Geography*, Sevenoaks, England), 5(3), 243–258. [https://doi.org/10.1016/0143-6228\(85\)90025-6](https://doi.org/10.1016/0143-6228(85)90025-6)

Bonanno, R., Lacavalla, M., Sperati, S., 2019. A new high-resolution Meteorological Reanalysis Italian Dataset: MERIDA. *Q. J. R. Meteorol. Soc. (Great Britain)*, 145(721), 1756–1779. <https://doi.org/10.1002/qj.3530>

Braca, G., Ducci, D., 2018. Development of a GIS based procedure (BIGBANG 1.0) for evaluating groundwater balances at national scale and comparison with groundwater resources evaluation at local scale. In En-

viron. Earth Sci., (pp. 53–61). https://doi.org/10.1007/978-3-319-69356-9_7

Braca, G., Bussettini, M., Lastoria, B., Mariani, S., Piva, F., 2021. Il Bilancio Idrologico Gis BAsed a scala Nazionale su Griglia regolare – BIGBANG: metodologia e stime. Rapporto sulla disponibilità naturale della risorsa idrica. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Rapporti 339/21, Roma. ISBN: 978-88-448-1041-2

Braca, G., Mariani, S., Lastoria, B., Piva, F., Archi, F., Botto, A., Casaioli, M., Forte, T., Marchetti, G., Peruzzi, C., Tropeano, R., Vendetti, Cl., Bussettini, M., 2023. Bilancio idrologico nazionale: focus su siccità e disponibilità naturale della risorsa idrica rinnovabile. Aggiornamento al 2022. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Rapporti 388/2023. ISBN: 978-88-448-1167-9

Brocca, L., Melone, F., Moramaro, T., 2011. Distributed rainfall-runoff modelling for flood frequency estimation and flood forecasting. *Hydrol. Process.*, 25(18), 2801–2813. <https://doi.org/10.1002/hyp.8042>

Brocca, L., 2023. Digital Twin Earth Hydrology (Evolution): Final Report. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.8089044>

Brocca, L., Barbetta, S., Camici, S., Ciabatta, L., Dari, J., Filippucci, P., Massari, C., Modanesi, S., Tarpanelli, A., Bonaccorsi, B., Mossaffa, H., Wagner, W., Vreugdenhil, M., Quast, R., Alfieri, L., Gabellani, S., Avanzi, F., Rains, D., Miralles, D.G., Mantovani, S., Briese, C., Domeneghetti, A., Jacob, A., Castelli, M., Camps-Valls, G., Volden, E. and Fernandez, D., 2024. A Digital Twin of the terrestrial water cycle: a glimpse into the future through high-resolution Earth observations. *Front. Sci.*, 1. <https://doi.org/10.3389/fsci.2023.1190191>

Brouziyne, Y., De Girolamo, A. M., Aboubdillah, A., Benaabidate, L., Bouchaou, L., Chehbouni, A., 2021. Modeling alterations in flow regimes under changing climate in a Mediterranean watershed: An analysis of ecologically-relevant hydrological indicators.

- Ecol. Inform., 61(101219), 101219. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101219>
- Bruno, G., Avanzi, F., Gabellani, S., Ferraris, L., Cremonese, E., Galvagno, M., Massari, C., 2022. Disentangling the role of subsurface storage in the propagation of drought through the hydrological cycle. *Adv. Water Resour.*, 169(104305), 104305. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2022.104305>
- Büttner, O., Jawitz, J. W., Birk, S., Borchart, D., 2022. Why wastewater treatment fails to protect stream ecosystems in Europe. *Water Res.*, 217(118382), 118382. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118382>
- Camici, S., Massari, C., Ciabatta, L., Marchesini, I., Brocca, L., 2020. Which rainfall score is more informative about the performance in river discharge simulation? A comprehensive assessment on 1318 basins over Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 24(10), 4869–4885. <https://doi.org/10.5194/hess-24-4869-2020>
- Ciarapica, L., Todini, E., 2002. TOPKAPI: a model for the representation of the rainfall-runoff process at different scales. *Hydrol. Process.*, 16(2), 207–229. <https://doi.org/10.1002/hyp.342>
- Cigizoglu, H. K., Bayazit, M., Önöz, B., 2005. Trends in the maximum, mean, and low flows of Turkish rivers. *J. Hydrometeorol.*, 6(3), 280–290. <https://doi.org/10.1175/jhm412.1>
- Cislaghi, A., Masseroni, D., Massari, C., Camici, S., Brocca, L., 2020. Combining a rainfall-runoff model and a regionalization approach for flood and water resource assessment in the western Po Valley, Italy. *Hydrol. Sci. J.*, 65(3), 348–370. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1690656>
- Coch, A., Mediero, L., 2016. Trends in low flows in Spain in the period 1949–2009. *Journal Des Sciences Hydrologiques [Hydrological Sciences Journal]*, 61(3), 568–584. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1081202>
- Copetti, D., Salerno, F., Valsecchi, L., Viviano, G., Buzzi, F., Agostinelli, C., ... Tartari, G., 2017. Restoring lakes through external phosphorus load reduction: the case of Lake Pusiano (Southern Alps). *Inland Waters: Journal of the International Society of Limnology*, 7(1), 100–108. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1294354>
- Coppola, E., Verdecchia, M., Giorgi, F., Colaiuda, V., Tomassetti, B., Lombardi, A., 2014. Changing hydrological conditions in the Po basin under global warming. *Sci. Total Environ.*, 493, 1183–1196. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.003>
- Corral, C., Berenguer, M., Sempere-Torres, D., Poletti, L., Silvestro, F., Reborá, N., 2019. Comparison of two early warning systems for regional flash flood hazard forecasting. *J. Hydrol.*, 572, 603–619. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.03.026>
- D'Oria, M., Ferraresi, M., Tanda, M. G., 2019. Quantifying the impacts of climate change on water resources in northern Tuscany, Italy, using high-resolution regional projections. *Hydrol. Process.*, 33(6), 978–993. <https://doi.org/10.1002/hyp.13378>
- David, O., Ascough, J. C., II, Lloyd, W., Green, T. R., Rojas, K. W., Leavesley, G. H., Ahuja, L. R., 2013. A software engineering perspective on environmental modeling framework design: The Object Modeling System. *Environ. Model. Softw.*, 39, 201–213. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.006>
- De Girolamo, A. M., Barca, E., Leone, M., Lo Porto, A., 2022. Impact of long-term climate change on flow regime in a Mediterranean basin. *J. Hydrol. Reg. Stud.*, 41(101061), 101061. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101061>
- Deidda, C., De Michele, C., Arslan, A., Pecora, S., Taburet, N., 2021. Accuracy of Copernicus altimeter water level data in Italian rivers accounting for narrow river sections. *Remote Sens.*, 13(21), 4456. <https://doi.org/10.3390/rs13214456>
- Dresti, C., Fenocchi, A., Copetti, D., 2021. Modelling physical and ecological processes in medium-to-large deep European perialpine lakes: a review. *J. Limnol.*, 80(3). <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2021.2041>
- Ehalt Macedo, H., Lehner, B., Nicell, J., Grill, G., Li, J., Limtong, A., Shakya, R., 2022. Distribution and characteristics of wastewater treatment plants within the global river network. *Earth Syst. Sci. Data*, 14(2), 559–577. <https://doi.org/10.5194/essd-14-559-2022>
- Evans, R., Nortcliff, S., 1978. Soil erosion in north Norfolk. *The Journal of Agricultural Science*, 90(1), 185–192. <https://doi.org/10.1017/s0021859600048735>
- Fenocchi, A., Buzzi, F., Dresti, C., Copetti, D., 2023. Estimation of long-term series of total nutrient loads flowing into a large perialpine lake (Lake Como, Northern Italy) from incomplete discrete data by governmental monitoring. *Ecol. Indic.*, 154(110534), 110534. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110534>
- Filippucci, P., Brocca, L., Bonafoni, S., Saltalippi, C., Wagner, W., Tarpanelli, A., 2022. Sentinel-2 high-resolution data for river discharge monitoring. *Remote Sens. Environ.*, 281(113255), 113255. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113255>
- Formetta, G., Antonello, A., Franceschi, S., David, O., Rigon, R., 2014. Hydrological modelling with components: A GIS-based open-source framework. *Environ. Model. Softw.*, 55, 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.01.019>
- Forzieri, G., Feyen, L., Rojas, R., Flörke, M., Wimmer, F., Bianchi, A., 2014. Ensemble projections of future streamflow droughts in Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18(1), 85–108. <https://doi.org/10.5194/hess-18-85-2014>
- Giuntoli, I., Renard, B., Vidal, J.-P., Bard, A., 2013. Low flows in France and their relationship to large-scale climate indices. *J. Hydrol.*, 482, 105–118. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.038>
- Gudmundsson, L., Seneviratne, S. I., 2016. Anthropogenic climate change affects meteorological drought risk in Europe. *Environ. Res. Lett.*, 11(4), 044005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/4/044005>
- Guo, Z., Wu, L., Huang, Y., Guo, Z., Zhao, J., Li, N., 2022. Water-body segmentation for SAR images: Past, current, and future. *Remote Sens.*, 14(7), 1752. <https://doi.org/10.3390/rs14071752>
- Hannaford, J., Buys, G., Stahl, K., Tallaksen, L. M., 2013. The influence of decadal-scale variability on trends in long European streamflow records. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 17(7), 2717–2733. <https://doi.org/10.5194/hess-17-2717-2013>
- Hipsey, M. R., Boon, C., Paraska, D., Bruce, L. C., Huang, P., 2019. *AquaticEcoDynamics/libaed2: v1.3.0-rc2*. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.2538495>
- Hou, J., Van Dijk, A. I. J. M., Renzullo, L. J., Larraondo, P. R., 2024. GloLakes: water storage dynamics for 27000 lakes globally from 1984 to present derived from satellite altimetry and optical imaging. *Earth Syst. Sci. Data*, 16(1), 201–218. <https://doi.org/10.5194/essd-16-201-2024>
- IPCC, 2023. *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland. <https://doi.org/https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Keller, V. D. J., Williams, R. J., Lofthouse, C., Johnson, A. C., 2014. Worldwide estimation of river concentrations of any chemical originating from sewage-treatment plants using dilution factors. *Environ. Toxicol. Chem.*, 33(2), 447–452. <https://doi.org/10.1002/etc.2441>
- Laiolo, P., Gabellani, S., Campo, L., Silvestro, F., Delogu, F., Rudari, R., ... Puca, S., 2016. Impact of different satellite soil moisture products on the predictions of a continuous distributed hydrological model. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 48, 131–145. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.06.002>
- Lepage, H., Launay, M., Le Coz, J., Angot, H., Miede, C., Gairoard, S., Radakovitch, O., Coquery, M., 2020. Impact of dam flushing operations on sediment dynamics and quality in the upper Rhône River, France. *J. Environ. Manage.*, 255(109886), 109886. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109886>
- Longobardi, A., Mautone, M., de Luca, C., 2014. Reservoirs performances under climate variability: a case study. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 364, 526–531. <https://doi.org/10.5194/piahs-364-526-2014>
- Lorenzo-Lacruz, J., Vicente-Serrano, S. M., López-Moreno, J. I., Beguería, S., García-Ruiz, J. M., Cuadrat, J. M., 2010. The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus River (central Spain). *J. Hydrol.*, 386(1–4), 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.001>
- Maiolo, M., Mendicino, G., Pantusa, D., Senatore, A., 2017. Optimization of drinking water distribution systems in relation to the effects of climate change. *Water*, 9(10), 803. <https://doi.org/10.3390/w9100803>

- Massari, C., Avanzi, F., Bruno, G., Gabellani, S., Penna, D., Camici, S., 2022. Evaporation enhancement drives the European water-budget deficit during multi-year droughts. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 26(6), 1527–1543. <https://doi.org/10.5194/hess-26-1527-2022>
- Masseroni, D., Camici, S., Cislighi, A., Vacchiano, G., Massari, C., Brocca, L., 2021. The 63-year changes in annual streamflow volumes across Europe with a focus on the Mediterranean basin. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 25(10), 5589–5601. <https://doi.org/10.5194/hess-25-5589-2021>
- Marziali, L., Tartari, G., Salerno, F., Valsecchi, L., Bravi, C., Lorenzi, E., ... Guzzella, L., 2017. Climate change impacts on sediment quality of subalpine reservoirs: Implications on management. *Water*, 9(9), 680. <https://doi.org/10.3390/w9090680>
- Matta, E., Giardino, C., Boggero, A., Bresciani, M., 2017. Use of satellite and in situ reflectance data for lake water color characterization in the Everest Himalayan region. *Mt. Res. Dev.*, 37(1), 16–23. <https://doi.org/10.1659/mrd-journal-d-15-00052.1>
- Mendicino, G., Versace, P., 2007. Integrated drought watch system: A case study in southern Italy. *Water Resour. Manag.*, 21(8), 1409–1428. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9091-6>
- Moatar, F., Abbott, B. W., Minaudo, C., Curie, F., Pinay, G., 2017. Elemental properties, hydrology, and biology interact to shape concentration-discharge curves for carbon, nutrients, sediment, and major ions. *Water Resour. Res.*, 53(2), 1270–1287. <https://doi.org/10.1002/2016wr019635>
- Montanari, A., Nguyen, H., Rubinetti, S., Ceola, S., Galelli, S., Rubino, A., Zanchettin, D., 2023. Why the 2022 Po River drought is the worst in the past two centuries. *Sci. Adv.*, 9(32), eadg8304. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adg8304>
- Morlot, M., Rigon, R., Formetta, G., 2024. Hydrological digital twin model of a large anthropized Italian alpine catchment: The Adige river basin. *J. Hydrol.*, 629(130587), 130587. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130587>
- Musolff, A., Schmidt, C., Selle, B., Fleckenstein, J. H., 2015. Catchment controls on solute export. *Adv. Water Resour.*, 86, 133–146. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.09.026>
- Nielsen, A., Bolding, K., Hu, F., Trolle, D., 2017. An open source QGIS-based workflow for model application and experimentation with aquatic ecosystems. *Environ. Model. Softw.*, 95, 358–364. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.032>
- Orr, A., Ahmad, B., Alam, U., Appadurai, A., Bharucha, Z. P., Biemans, H., ... Wescoat, J. L., Jr., 2022. Knowledge priorities on climate change and water in the upper Indus basin: A horizon scanning exercise to identify the top 100 research questions in social and natural sciences. *Earth's Futur.*, 10(4). <https://doi.org/10.1029/2021ef002619>
- Özelkan, E., 2020. Water body detection analysis using NDWI indices derived from Landsat-8 OLI. *Pol. J. Environ. Stud.*, 29(2), 1759–1769. <https://doi.org/10.15244/pjoes/110447>
- Pedro-Monzonis, M., del Longo, M., Solera, A., Pecora, S., Andreu, J., 2016. Water accounting in the Po river basin applied to climate change scenarios. *Procedia Eng.*, 162, 246–253. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.051>
- Preziosi, E., Del Bon, A., Romano, E., Petrangeli, A. B., Casadei, S., 2013. Vulnerability to drought of a complex water supply system. The upper Tiber basin case study (central Italy). *Water Resour. Manag.*, 27(13), 4655–4678. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0434-9>
- Ravazzani, G., Ghilardi, M., Mendlik, T., Gobiet, A., Corbari, C., Mancini, M., 2014. Investigation of climate change impact on water resources for an Alpine basin in northern Italy: implications for evapotranspiration modeling complexity. *PloS One*, 9(10), e109053. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109053>
- Regione Lombardia., 2008. Definizione dell'impatto degli svassi dei bacini artificiali sull'ittiofauna e valutazione di misure di protezione. Quaderni della Ricerca 90/2008.
- Ricci, F., G., Zahi, F., D'Ambrosio, E., De Girolamo, A. M., Parete, G., Debieche, T. H., Gentile, F., 2022. Evaluating flow regime alterations due to point sources in intermittent rivers: A modelling approach. *J. Agric. Eng.*, (1974-7071), 53(2). <https://www.agroengineering.org/index.php/jae/article/view/1333>
- Rigon, R., Formetta, G., Bancheri, M., Tubbini, N., D'Amato, C., David, O., Massari, C., 2022. HESS Opinions: Participatory Digital eARth Twin Hydrology systems (DARTHS) for everyone – a blueprint for hydrologists. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 26(18), 4773–4800. <https://doi.org/10.5194/hess-26-4773-2022>
- Salerno, F., Gambelli, S., Viviano, G., Thakuri, S., Guyennon, N., D'Agata, C., Diolaiuti, G., Smiraglia, C., Stefani, F., Bocchiola, D., Tartari, G., 2014. High alpine ponds shift upwards as average temperatures increase: A case study of the Ortles–Cevedale mountain group (Southern Alps, Italy) over the last 50 years. *Water*, 6(12), 81–91. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2014.06.003>
- Sekertekin, A., 2021. A survey on global thresholding methods for mapping open water body using sentinel-2 satellite imagery and normalized difference water index. *Arch. Comput. Methods Eng.*, 28(3), 1335–1347. <https://doi.org/10.1007/s11831-020-09416-2>
- Senatore, A., Fuoco, D., Maiolo, M., Mendicino, G., Smiatek, G., Kunstmann, H., 2022. Evaluating the uncertainty of climate model structure and bias correction on the hydrological impact of projected climate change in a Mediterranean catchment. *J. Hydrol. Reg. Stud.*, 42(101120), 101120. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101120>
- Silvestro, F., Gabellani, S., Delogu, F., Rudari, R., Boni, G., 2013. Exploiting remote sensing land surface temperature in distributed hydrological modelling: the example of the Continuum model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 17(1), 39–62. <https://doi.org/10.5194/hess-17-39-2013>
- Silvestro, F., Gabellani, S., Rudari, R., Delogu, F., Laiolo, P., Boni, G., 2015. Uncertainty reduction and parameter estimation of a distributed hydrological model with ground and remote-sensing data. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19(4), 1727–1751. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1727-2015>
- Skoulikidis, N. T., Sabater, S., Datry, T., Morais, M. M., Buffagni, A., Dörfinger, G., ... Tockner, K., 2017. Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: Status, pressures, and challenges for research and management. *Sci. Total Environ.*, 577, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.147>
- Spano, D., Mereu, V., Bacciu, V., Marras, S., Trabucco, A., Adinolfi, M., Barbato, G., Bosello, F., Breil, M., Chiriaco, M.V., Coppini, G., Essfelder, A., Galluccio, G., Lovato, T., Marzi, S., Masina, S., Mercogliano, P., Mysiak, J., Noce, S., Pal, J., Reder, A., Rianna, G., Rizzo, A., Santini, M., Sini, E., Staccione, A., Villani, V., Zavarelli, M., 2020. Analisi del Rischio. I cambiamenti climatici in Italia. https://doi.org/10.25424/CMCC/ANALISI_DEL_RISCHIO
- Stahl, K., Kohn, I., Blauhut, V., Urquijo, J., De Stefano, L., Acácio, V., ... Van Lanen, H. A. J., 2016. Impacts of European drought events: insights from an international database of text-based reports. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 16(3), 801–819. <https://doi.org/10.5194/nhess-16-801-2016>
- Tarpanelli, A., Brocca, L., Barbetta, S., Faruolo, M., Lacava, T., Moramarco, T., 2015. Coupling MODIS and radar altimetry data for discharge estimation in poorly gauged river basins. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.*, 8(1), 141–148. <https://doi.org/10.1109/istars.2014.2320582>
- Tarpanelli, A., Brocca, L., Benveniste, J., 2021. Potentials and limitations of Sentinel-3 for river discharge assessment. *Advances in Space Research: Adv Space Res.*, 68(2), 593–606. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2019.08.005>
- Teuling, A. J., 2018. A hot future for European droughts. *Nat. Clim. Change.*, 8(5), 364–365. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0154-5>
- Tramblay, Y., Rutkowska, A., Sauquet, E., Sefton, C., Laaha, G., Osuch, M., Albuquerque, T., Alves, M.H., Banasik, K., Beaufort, B., Brocca, L., Camici, S., Csabai, Z., Dakhlaoui, H., DeGirolamo, A.M., Dörfinger, G., Gallart, F., Gauster, T., Hanich, L., Kohnová, S., Mediero, L., Plamen, N., Parry, S., Quintana-Seguí, P., Tzoraki, O., Datry, T., 2021. Trends in flow intermittence for European rivers. *Hydrol. Sci. J.*, 66(1), 37–49. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1849708>
- van Vliet, M. T. H., Thorslund, J., Stokal, M., Hofstra, N., Flörke, M., Ehalt Macedo, H., Nkwasa, A., Tang, T., Kaushal, S.S., Kumar, R., van Griensven, A., Bouwman, L., Mosley, L. M., 2023. Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes. *Nat. Rev. Earth Environ.*, 4(10), 687–702. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00472-3>

Vezzoli, R., Mercogliano, P., Pecora, S., Zollo, A. L., Cacciamani, C., 2015. Hydrological simulation of Po River (North Italy) discharge under climate change scenarios using the RCM COSMO-CLM. *Sci. Total Environ.*, 521–522, 346–358. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.096>

Vicente-Serrano, S. M., Zabalza-Martínez, J., Borràs, G., López-Moreno, J. I., Pla, E., Pascual, D., Savé, R., Biel, C., Funes, I., Azorin-Molina, C., Sanchez-Lorenzo, A., Martín-Hernández, N., Peña-Gallardo, M., Alonso-González, E., Tomas-Burguera, M., El Kenawy, A., 2017a. Extreme hydrological events and the influence of reservoirs in a highly regulated river basin of northeastern Spain. *J. Hydrol. Reg. Stud.*, 12, 13–32. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.01.004>

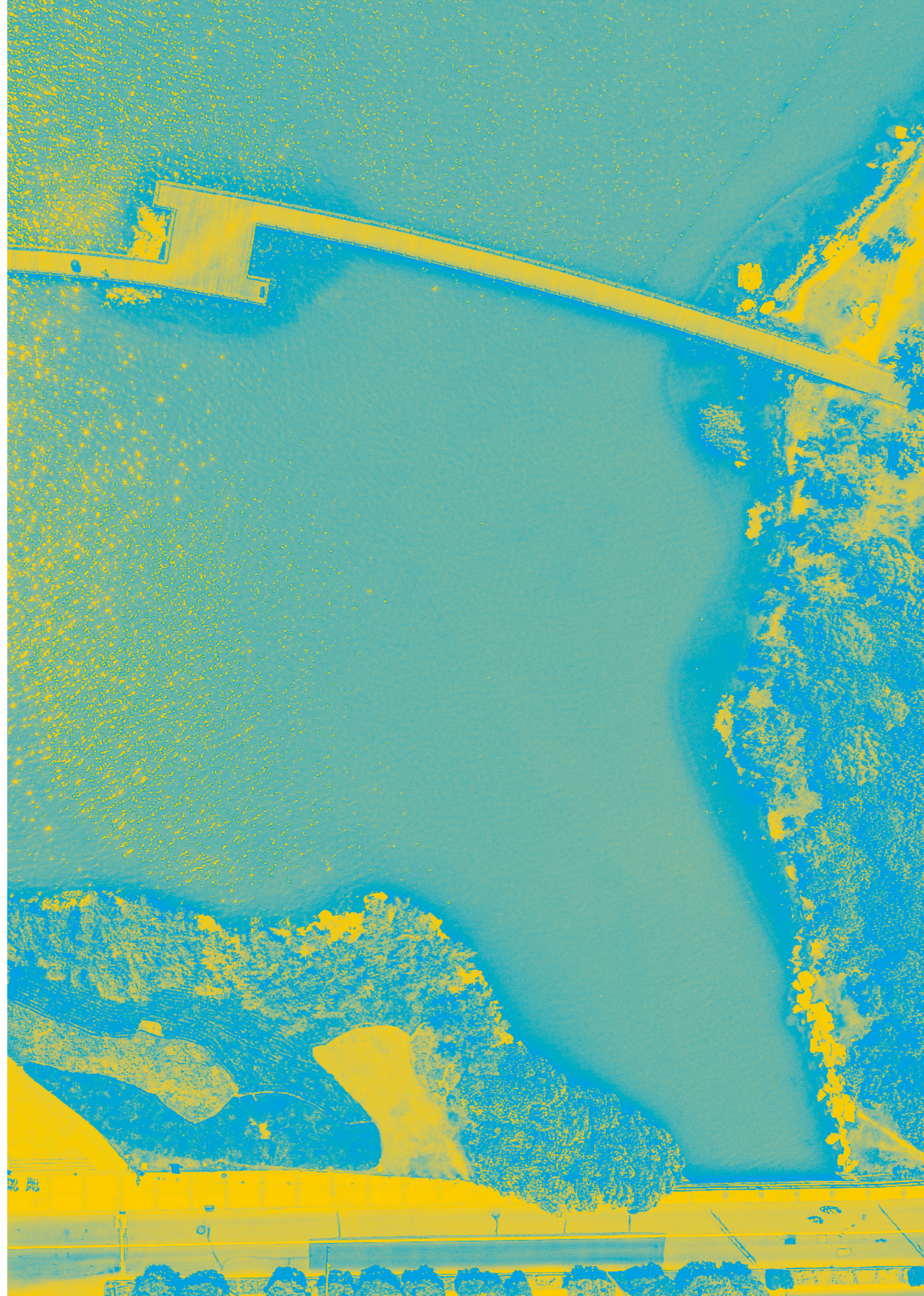
Vicente-Serrano, S. M., Zabalza-Martínez, J., Borràs, G., López-Moreno, J. I., Pla, E., Pascual, D., Savé, R., Biel, C., Funes, I., Martín-Hernández, N., Peña-Gallardo, M., Beguería, S., Tomas-Burguera, M., Tomas-Burguera, M., 2017b. Effect of reservoirs on streamflow and river regimes in a heavily regulated river basin of Northeast Spain. *Catena*, 149, 727–741. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.042>

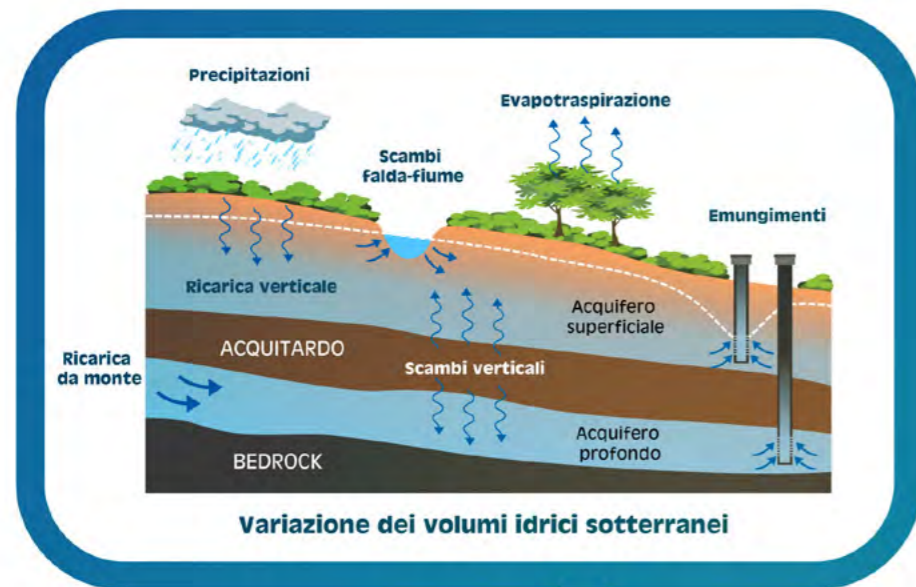
Vicente-Serrano, Sergio M., Dominguez-Castro, F., McVicar, T. R., Tomas-Burguera, M., Peña-Gallardo, M., Noguera, I., López-Moreno, J. I., Peña, D., El Kenawy, A., 2020. Global characterization of hydrological and meteorological droughts under future climate change: The importance of timescales, vegetation-CO2 feedbacks and changes to distribution functions. *Int. J. Climatol.*, 40(5), 2557–2567. <https://doi.org/10.1002/joc.6350>

Wang, S., Ancell, B., Yang, Z.-L., Duan, Q., Anagnostou, E. N., 2022. Hydroclimatic extremes and impacts in a changing environment: Observations, mechanisms, and projections. *J. Hydrol.*, 608(127615), 127615. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127615>

How to cite

Brocca, L., Adamo, M., Boggero, A., Ciampittello, M., Copetti, D., de Girolamo, A.M., Dresti, C., Garnier, M., Marziali, L., Massari, C., Polesello, S., Rana, F.M. 2024. "Acque superficiali e invasi", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 237-264. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/07>





Keywords
 aquifer system
 groundwater flow
 piezometric surface
 hydrogeological complexes
 groundwater flow modelling

Parole-chiave
 sistema acquifero
 deflusso sotterraneo
 superficie piezometrica
 complessi idrogeologici
 modellistica di flusso delle acque sotterranee

Curatrici
Cristina di Salvo
 CNR
 Istituto di geologia ambientale
 e geoingegneria

Matia Menichini
 CNR
 Istituto di geoscienze e georisorse

Con contributi di
 CNR
 Istituto di ricerca sulle acque
Marzia Ciampittello
Maria Clementina Caputo
Lorenzo De Carlo

CNR
 Istituto di ricerca
 per la protezione idrogeologica

Marco Donnini
Mauro Rossi

CNR
 Istituto di scienze marine
Claudio Pellegrini

UNIFI
 Dipartimento di scienze della terra
 CNR
 Istituto di geoscienze e georisorse
Marco Doveri

Acque sotterranee

8.1	Introduzione	269
8.2	Riferimenti normativi	275
8.3	Monitoraggio	279
8.3.1	Strumenti e parametri per il monitoraggio quantitativo delle acque sotterranee	279
8.3.2	Il monitoraggio degli effetti della siccità idrologica	284
8.4	Regime progressivo e stato attuale	285
8.4.1	Tendenze osservate dello stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei	285
8.4.2	Valutazione dello stato quantitativo della risorsa attraverso il rilievo di dati geodetici	286
8.4.3	Valutazione dello stato quantitativo della risorsa a livello nazionale in ottemperanza alle direttive comunitarie	288
8.5	Impatti del cambiamento climatico sulle acque sotterranee	292
8.5.1	Impatti del cambiamento climatico sul decremento di volume immagazzinato negli acquiferi	293
8.5.2	Impatti del cambiamento climatico sull'interazione acque superficiali-sotterranee	294
8.6	Strumenti modellistici di analisi e previsionali	295
8.6.1	Il modello concettuale	295
8.6.2	Il calcolo delle componenti del bilancio	297
8.6.3	Modellistica matematica delle acque sotterranee	299
8.7	Impatti dello stato quantitativo sulle caratteristiche qualitative	302
8.8	Le domande di ricerca	306
8.8.1	Principali deficit informativi e difficoltà inerenti al calcolo dei termini del bilancio	306
8.8.2	Modalità alternative di approvvigionamento idrico sotterraneo	307
8.9	Referenze bibliografiche	312

Le acque sotterranee sono, per definizione, tutte le acque che si trovano sotto la superficie del suolo, nella zona di saturazione dell'acquifero e a contatto diretto con il suolo o il sottosuolo (D.Lgs. 152/2006). Queste si accumulano e circolano all'interno di rocce e terreni permeabili andando a costituire una risorsa indispensabile per gli ecosistemi naturali e per gli usi antropici. Dalle acque sotterranee proviene l'84% del prelievo per scopi idropotabili (Istat, 2024) e circa il 25% dei prelievi per uso agricolo e zootecnico (Chiaroni et al., 2018; Rossi et al., 2022). Per quanto riguarda gli usi industriali, si stima che il 95% dei prelievi per l'industria manifatturiera provenga da acque sotterranee (Chiaroni et al., 2018; Istat, 2019). Le acque sotterranee, inoltre, alimentano gran parte di fiumi, laghi, aree umide; nei periodi secchi ne sono la principale fonte di alimentazione, garantendo la conservazione degli ecosistemi associati (Boulton e Hancock, 2006; Larned et al., 2010).

Le acque sotterranee risentono degli effetti che il cambiamento climatico ha sulle altre componenti coinvolte nel ciclo idrologico (atmosfera, criosfera, suolo). Questi effetti sono dovuti essenzialmente alla variazione del regime di precipitazione e all'aumento della temperatura atmosferica. A sua volta, l'aumento della

temperatura dovuto ai cambiamenti climatici provoca l'innalzamento del livello del mare alla scala delle decine-centinaia di anni, che ha un impatto sugli acquiferi.

Esiste un ampio dibattito scientifico sulla definizione delle tendenze di precipitazione. A fronte di incertezza sulla variazione quantitativa delle precipitazioni medie annue, c'è un sostanziale accordo sull'osservare una variazione della frequenza dei giorni di pioggia, che sono concentrati in alcuni periodi dell'anno, e dell'intensità oraria e giornaliera media delle precipitazioni (Piccarreta et al., 2013); questo argomento è ampiamente trattato nel Capitolo 4. Sono inoltre in aumento il numero di mesi in condizione di siccità severa (Baronetti et al., 2024; Di Lena et al., 2014; Romano et al., 2022). Generalmente, queste variazioni determinano, oltre a un sovrasfruttamento delle acque sotterranee, un aumento della percentuale di ruscellamento rispetto all'infiltrazione in falda, con conseguente ulteriore diminuzione del volume degli acquiferi sul lungo periodo (Mileham et al., 2009; Wang et al., 2015). Inoltre, la riduzione del manto nevoso in quota (riduzione che sulle Alpi europee è stimata entro la fine del secolo pari all'80-90% a quota 1500 m s.l.m. e del 10% a quote superiori ai 3000 m s.l.m., Colombo et al., 2022; Rousselot et al., 2012; Schmucki et

al., 2015; Steger et al., 2013), insieme alla riduzione del numero dei giorni di permanenza delle nevi (Annella et al., 2023; Diotato et al., 2020; Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019) si traduce in una perdita di risorsa d'acqua disponibile nelle aree pedemontane, col verificarsi della fusione delle nevi (Capitolo 4).

La riduzione della risorsa disponibile assume particolare gravità se confrontata con l'aumento della domanda idrica. L'innalzamento delle temperature atmosferiche, oltre ad aumentare l'evapotraspirazione, comporta un aumento della domanda per l'irrigazione, che contribuisce al decremento del livello statico degli acquiferi, e innesca una serie di effetti collaterali quali ad esempio l'aumento dell'intrusione salina nelle zone costiere (si veda al riguardo il Capitolo 9), la subsidenza dei terreni non consolidati, la diminuzione dell'afflusso ai corpi idrici superficiali. L'aumento delle temperature atmosferiche ha un impatto, seppur con un certo ritardo, sull'aumento

delle temperature delle acque sotterranee (Feinstein et al., 2022; Morway et al., 2022). Questo aumento modifica le condizioni degli habitat ecosistemici, in equilibrio con le temperature attuali, che sono supportati dalle acque sotterranee (si veda al riguardo il Capitolo 12).

Per far fronte alle suddette problematiche, è indispensabile una conoscenza dettagliata dei sistemi acquiferi che parte necessariamente da una loro caratterizzazione.

Le acque sotterranee vengono definite dal punto di vista qualitativo e quantitativo sulla base del corpo idrico a cui appartengono. Il D.Lsg. 30/09, che riprende la Direttiva Quadro sulle Acque (Direttiva 2000/60/CE) definisce il "corpo idrico sotterraneo" come un "volume distinto di acque sotterranee contenuto da uno o più acquiferi". L'acquifero "è una formazione idrogeologica permeabile che permette il deflusso significativo di una falda idri-

ca sotterranea e la captazione di quantità apprezzabili d'acqua" (Castany, 1982). Il corpo idrico, quindi, rappresenta la sotto unità in cui larghe porzioni geografiche di acquifero possono essere suddivise per essere gestite efficacemente. Il volume del corpo idrico è circondato spazialmente da limiti fisici (stratigrafici, tettonici) e di potenziale idraulico che lo separano dai corpi idrici limitrofi.

Il corpo idrico è inoltre, caratterizzato da (i) un'area di ricarica (la superficie attraverso la quale gli afflussi meteorici alimentano l'acquifero); (ii) punti di recapito delle acque sotterranee (sorgenti puntuali, localizzate in aree definite, e sorgenti lineari, ovvero i contributi delle acque sotterranee lungo determinati tratti dei corsi d'acqua drenanti o settori costieri); (iii) direzioni di deflusso sotterraneo delle acque (direzioni verso cui le acque si muovono nella roccia, dall'area di alimentazione fino ai punti di recapito) (Percopo et al., 2017). Secondo il D.Lsg. 30/09, l'identificazione dei complessi idrogeologici e quindi degli acquiferi rappresenta la fase propedeutica all'identificazione dei corpi idrici sotterranei.

La ricostruzione geologica è una base fondamentale a supporto di qualunque studio sulle acque sotterranee che dovrà essere ulteriormente integrato con indagini idrogeologiche e geochimiche-isotopiche per definire il modello concettuale del sistema acquifero (Figura 8.1). In particolare, la definizione del modello concettuale passa attraverso la definizione delle principali componenti ed aree di alimentazione e dei principali processi in atto. Il bilancio idrogeologico, volto a quantificare le entrate (ricarica netta) e le uscite (evapotraspirazione, ruscellamento, prelievi) verso e da un sistema acquifero, è lo strumento con cui definire un utilizzo sostenibile della risorsa e valutarne correttamente gli effetti (National Research Council, 1999; Portoghesi et al., 2005).

Per definire il modello concettuale di un sistema acquifero, oltre che per effettuare stime di bilancio, sono indispensabili reti di monitoraggio quantitativo e qualitativo delle acque superficiali e sotterranee, opportunamente distribuite sul territorio di interesse. I dati di monitoraggio sono necessari, inoltre, per lo sviluppo di modelli matematici dei sistemi acquiferi in grado di confermare i modelli concettuali sviluppati, nonché, se opportunamente calibrati e validati, effettuare scenari previsionali per ottimizzare la gestione della risorsa, anche nel contesto dei cambiamenti climatici.

In questo capitolo saranno sottolineate alcune carenze nella stima attuale dello stato quantitativo dei corpi idrici. A causa di questo gap informativo, i calcoli di bilancio, così come gli strumenti previsionali sono affetti da limitazioni e incertezza. È importante invertire questa tendenza, dal momento che non è possibile gestire ciò che non viene misurato (World Meteorological

Figura 8.1
Schema concettuale della circolazione idrica sotterranea.

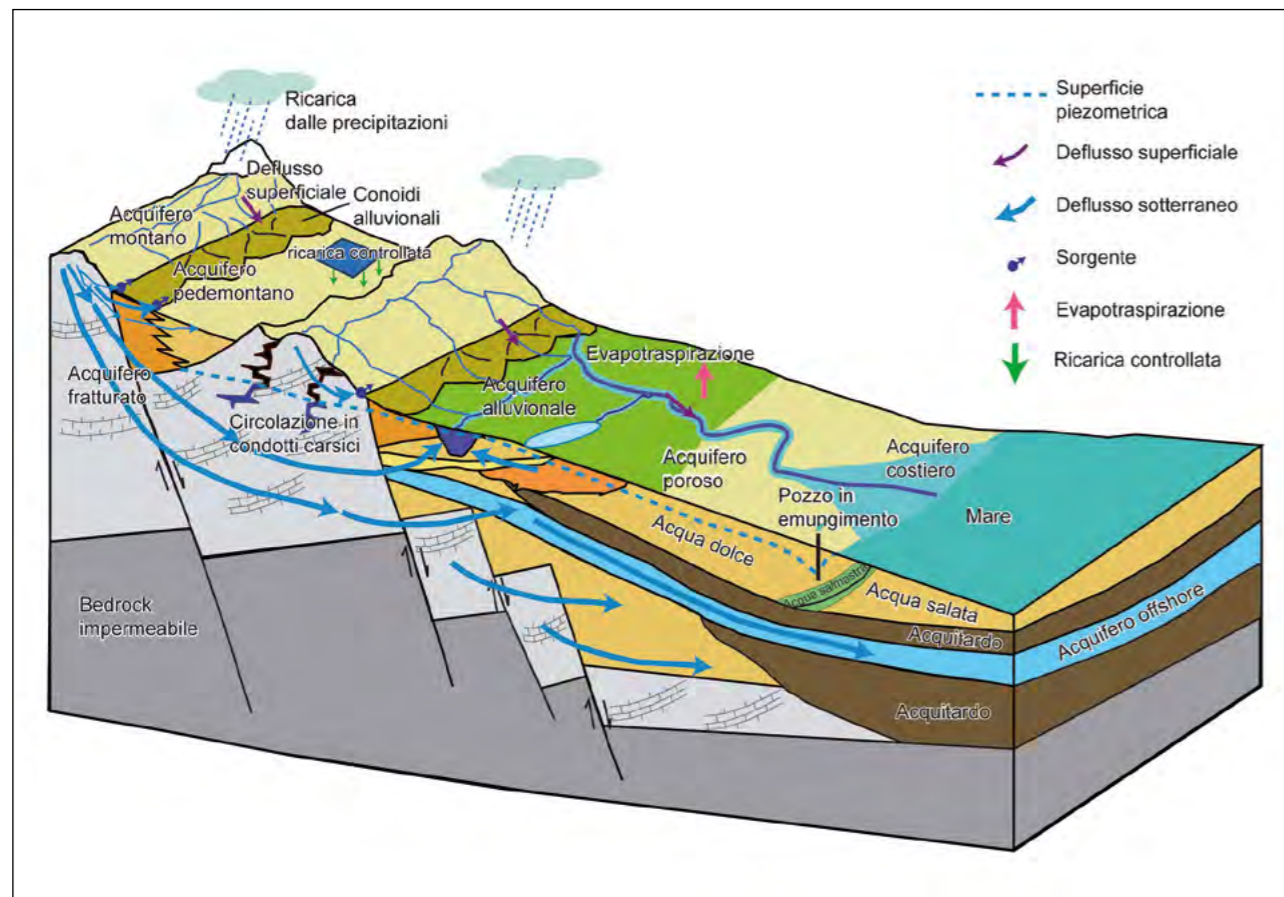


Figura 8.2
Complessi idrogeologici suddivisi in base al criterio litologico (da Mouton et al., 1982, modificato).

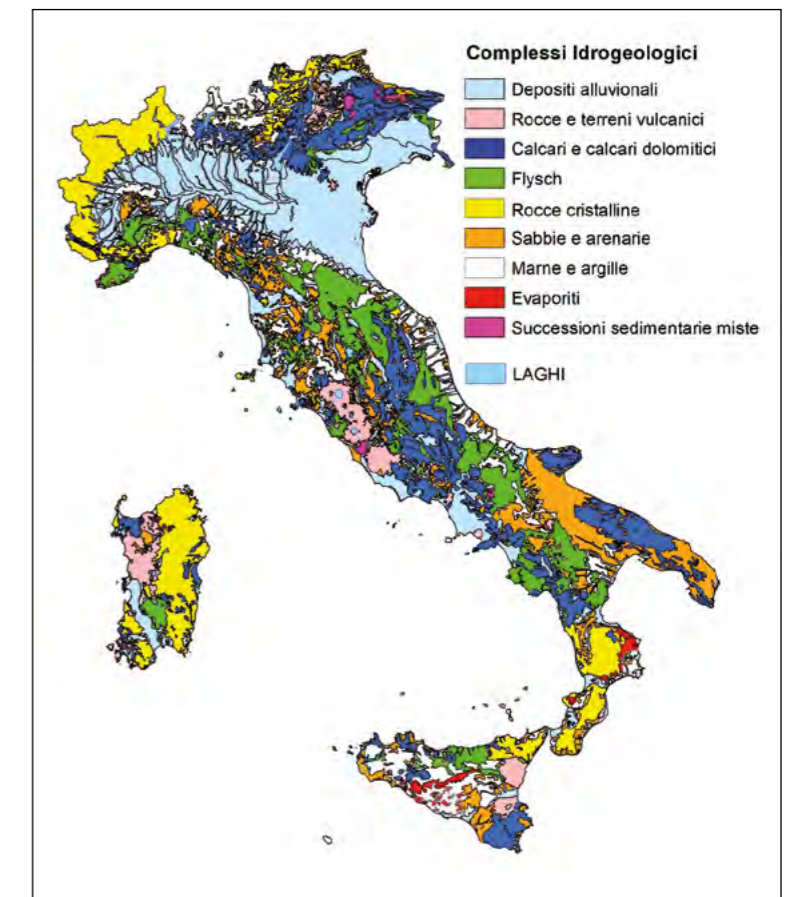
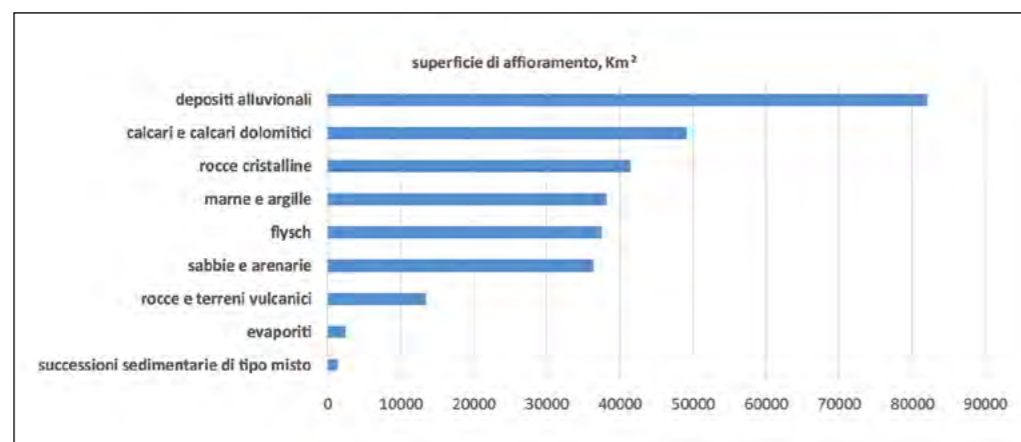


Figura 8.3
Superficie di affioramento dei complessi idrogeologici sul territorio nazionale, espressa in km² (da Mouton et al., 1982, modificato).



Organization, 2023), attraverso il completamento delle reti di monitoraggio, l'implementazione delle piattaforme open data, la condivisione degli strumenti e tecniche per il calcolo dei bilanci, per arrivare a un uso effettivo del bilancio idrico dei corpi sotterranei nei processi gestionali e decisionali.

Come già detto, l'identificazione del corpo idrico avviene successivamente alla definizione dei complessi idrogeologici. I complessi idrogeologici sono individuati a partire dalla geologia, seguendo un criterio litologico; sostanzialmente, si raggruppano rocce e terreni che hanno caratteristiche litologiche e di permeabilità simili, di comprovata unità spaziale e giacitura. Nella definizione dei complessi si deve sempre tenere in conto la scala di lavoro; ad esempio, un'alternanza di termini litologici costituiti da calcari e calcari marnosi può essere considerata un unico complesso idrogeologico se si fa riferimento a uno studio a carattere regionale, mentre deve essere scissa in due complessi se si fa riferimento a una scala di dettaglio. La Figura 8.2 (derivata da Mouton, 1982), mostra la suddivisione del territorio nazionale in complessi idrogeologici; la Figura 8.3 riporta i calcoli derivati dalla mappa in Figura 8.2, e mostra la superficie di affioramento dei diversi complessi sul territorio nazionale; si evince che i depositi alluvionali ricoprono la maggior parte della super-

ficie, seguiti dalle rocce carbonatiche e cristalline. È opportuno sottolineare che l'estensione sotterranea dei complessi cristallini e carbonatici può essere molto grande, e dunque essi costituiscono, nell'insieme, i complessi ospitanti il maggior volume acquifero. La Tabella 8.1 riporta le caratteristiche principali dei complessi individuati; tra questi, quelli capaci di ospitare gli acquiferi di maggior importanza sono i complessi dei depositi alluvionali, delle rocce e terreni vulcanici, delle rocce calcaree e calcareo-dolomitiche, delle rocce cristalline e delle sabbie. Gli altri complessi (flysch, marne e argille, evaporitico, successioni sedimentarie di tipo misto), sono considerati impermeabili o al più sede di acquiferi di importanza locale.

Gli effetti dei cambiamenti climatici e globali, la progettazione delle reti di monitoraggio e le metodologie di indagine relativi alle acque sotterranee, così come le relazioni tra il ciclo idrologico superficiale e quello sotterraneo, sono fortemente condizionati dalla tipologia di ambiente fisiografico (ambiente montano, ambiente pedemontano, ambiente di pianura interna e costiera). Per tale ragione, nel presente capitolo, la trattazione dei vari processi che si ripercuotono anche sul bilancio delle acque sotterranee è effettuata richiamando i vari ambienti di seguito descritti.

Complesso	Principali caratteristiche	Superficie di affioramento (km ²)
Complesso dei depositi alluvionali	Caratterizzato da diversi livelli acquiferi sovrapposti che, quando divisi da interstrati impermeabili, sono in pressione. La ricarica avviene per lo più nelle zone pedemontane o nelle aree di scambio falda-fiume. Nelle aree vallive ospita acquiferi sensibili agli emungimenti a causa del ridotto coefficiente di immagazzinamento e vulnerabili all'infiltrazione di inquinanti.	82 031.8
Complesso delle rocce calcaree e calcareo-dolomitiche	La circolazione avviene essenzialmente in fratture e condotti carsici, e può essere libera o in pressione quando formazioni permeabili sono sovrastate da formazioni a bassa permeabilità. Le fuoriuscite si manifestano in numerose e importanti sorgenti, captate per scopo idropotabile sin dall'antichità.	49 137.8
Complesso delle rocce cristalline	Non è mai sede di una circolazione regionale, ma piuttosto di una moltitudine di acquiferi locali legati alla fessurazione della roccia. Dà luogo a numerosissime sorgenti, che, salvo alcune eccezioni nelle Alpi, hanno di solito di portata ridotta, costituendo comunque una risorsa non trascurabile.	41 468.1
Complesso delle marne e delle argille	È considerato un complesso a bassa permeabilità e, dunque, con funzione di acquiclude.	38 134.9
Complesso dei flysch	È sede di circolazioni piuttosto subsuperficiali; essendo caratterizzato da alternanze litologiche con brusche variazioni di permeabilità, non ospita acquiferi in grado di dare luogo a sorgenti importanti; tuttavia, le piccole sorgenti sono numerosissime anche se spesso non perenni.	37 455.6
Complesso delle sabbie	Ha porosità elevata, permeabilità medio bassa, e trasmissività media. È caratterizzato da un forte drenaggio esercitato dalla rete idrografica. Per il carattere continuo e per la profondità ridotta ospita in genere acquiferi altamente sfruttati attraverso pozzi di captazione.	36 373.0
Complesso delle rocce e terreni vulcanici	Il comportamento idrogeologico è variabile a seconda della permeabilità, che può essere per fessurazione (come in Toscana, con valori di permeabilità ridotta) o per porosità (come nel Lazio, con valori di permeabilità alta e acquiferi molto produttivi).	13 499.5
Complesso evaporitico	È considerato un complesso a bassa permeabilità; può avere importanza locale quando alternato ad altre litologie.	2 443.8
Complesso delle successioni sedimentarie di tipo misto	È sede di acquiferi di importanza locale laddove prevalgono i litotipi più permeabili.	1 273.5

Sistemi acquiferi montani.

Questi sistemi sono ospitati in rocce coerenti e hanno caratteristiche idrodinamiche differenti a seconda del tipo di permeabilità, per porosità, per fratturazione e/o per carsismo. Tra questi, gli acquiferi carbonatici, spesso interessati da un significativo carsismo, rappresentano importanti serbatoi per l'approvvigionamento idropotabile, sia per le cospicue

quantità idriche in essi ospitate, sia per la generale buona qualità delle acque. Sistemi a prevalente permeabilità per fratturazione sono rappresentati da rocce cristalline e sistemi a permeabilità mista, per fratturazione e porosità, sono quelli ospitati in rocce arenacee, arenaceo-marnose e vulcaniche.

Tabella 8.1
Complessi idrogeologici, superficie di affioramento e principali caratteristiche (Mouton et al., 1982).

Sistemi acquiferi pedemontani.

Si sviluppano nelle conoidi alluvionali depositate dai corsi d'acqua all'uscita dai bacini montani. I sedimenti di queste aree sono caratterizzati da un'alta permeabilità e sono in grado di ospitare e far defluire elevati quantitativi idrici. Ricevono in genere una preponderante alimentazione dai corsi d'acqua che li attraversano in superficie. Altri contributi alla circolazione idrica sotterranea possono derivare per travaso dagli acquiferi montani, nonché dalla locale infiltrazione di acque meteoriche. Sono da ritenersi sistemi particolarmente produttivi poiché costituiscono un recapito naturale, ed eventualmente potenziabile, di ingenti quantitativi idrici derivanti dai bacini montani. Inoltre, si collocano in posizione strategica per la distribuzione delle acque alle numerose utenze di pianura.

Sistemi acquiferi delle pianure alluvionali.

Sono generalmente caratterizzati da un assetto multistrato in cui la circolazione idrica è condizionata parzialmente dalle locali relazioni con il reticolo fluviale, dall'infiltrazione di pioggia locale e in gran parte dai travasi sotterranei provenienti dai sistemi montani e pedemontani. I prelievi avvengono per lo più attraverso pozzi. Data la condizione morfologica favorevole delle pianure alluvionali, in molti casi corrispondono ad aree fortemente antropizzate; pertanto, questi acquiferi sono esposti spesso a rischi di degrado qualitativo e quantitativo.

Sistemi acquiferi costieri.

Visto il carattere peninsulare dell'Italia, questi sistemi sono molto diffusi. Sono per lo più caratterizzati da alternanze di depositi di origine alluvionale e marina a granulometria variabile, che ne impartiscono un carattere multistrato. In alcuni settori italiani si ritrovano tuttavia acquiferi in rocce coerenti generalmente a carattere carbonatico (Masciopinto et al., 2017). Il

livello piezometrico è in genere prossimo al piano campagna e molto vicino al livello del mare. La qualità delle acque è principalmente legata al processo di intrusione marina che può avvenire sia per avanzamento del cuneo salino nel sottosuolo sia per risalita dell'acqua di mare lungo gli alvei dei corsi d'acqua e successiva infiltrazione in acquifero. L'antropizzazione sempre più spinta delle aree costiere con conseguente sovrasfruttamento della risorsa idrica sotterranea favorisce detti processi, oltre a costituire di per sé una possibile fonte di contaminazione. Ulteriori dettagli relativi all'interazione fra le acque continentali e marine in questa tipologia di acquiferi sono trattati nel Capitolo 9.

Corpi idrici lungo le piattaforme continentali sommerse (offshore).

Questi sistemi acquiferi sono stati ritrovati sia lungo margini continentali passivi (ad esempio, Atlantico occidentale) sia in margini continentali attivi (ad esempio, oceano Indiano; Post et al., 2013) e si sono formati in risposta a principali meccanismi che includono: i) migrazione delle acque di fondo attraverso gradienti topografici e barriere permeabili presenti tra acquiferi *onshore* e *offshore* (Johnston, 1983); ii) ricariche di acquiferi in zona di piattaforma esterna durante le fasi di stazionamento basso del livello del mare del Pleistocene (Cohen e Lobo, 2013), che in base alla configurazione della piattaforma e alle condizioni di sedimentazione possono dare origine ad acquiferi fossili (Campo et al., 2024); iii) dissociazione di gas idrati (Hesse e Harrison, 1981). La maggior parte di questi sistemi di acquiferi è ospitata in sedimenti clastici poco consolidati (Person et al., 2017). Potenziali sistemi di acquiferi *offshore* sono stati documentati nei settori a mare che si estendono fino a 100 km dalla moderna linea di costa (Post et al., 2013).

8.2

Riferimenti normativi

L'importanza delle acque sotterranee, come risorsa fondamentale per l'approvvigionamento idropotabile, per l'utilizzo in diverse attività umane (sia agricole sia industriali) e per il sostentamento degli ecosistemi associati, è tale che a livello europeo si è ritenuto opportuno inquadrare in un contesto normativo le buone pratiche per il monitoraggio, la definizione dello stato quantitativo e gli obiettivi di qualità per i corpi idrici sotterranei. In questo paragrafo si menzionano i principali riferimenti normativi emanati dalla Comunità europea e recepiti dal Governo italiano; nei successivi paragrafi, saranno descritti il monitoraggio, la definizione dello stato quantitativo e gli obiettivi di qualità per i corpi idrici sotterranei proprio nell'ottica di questa normativa. Saranno approfonditi in particolare obiettivi e principi della Direttiva 2000/60/CE (Direttiva Quadro sulle Acque - DQA), che regola la pianificazione e gestione degli interventi finalizzati alla salvaguardia e tutela della risorsa idrica.

La DQA individua i Distretti idrografici (costituiti da uno o più bacini idrografici) come ambiti territoriali di riferimento per la pianificazione (art. 3). Lo strumento attuativo delle disposizioni comunitarie è il Piano di gestione distrettuale, che deve essere redatto ogni sei anni e deve contenere, tra l'altro, la sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee (Fiorenza et al., 2018), e dichiarare lo stato quantitativo e qualitativo dei corpi idrici e la pianificazione delle misure per il raggiungimento degli obiettivi di qualità, (Tab. 8.2).

Attraverso il Piano di Tutela delle Acque (spesso abbreviato PTA), le Regioni individuano strumenti per la protezione e la conservazione della risorsa idrica, in applicazione del D.Lgs. 152/2006 "Norme in materia ambientale" e successive modificazioni, art. 121, e in conformità agli obiettivi e alle priorità d'intervento formulati dalle Autorità di bacino distrettuali, nei rispettivi Piani di Gestione. Il Piano di Tutela delle Acque stabilisce disposizioni per la protezione e il risanamento dei corpi idrici superficiali e sotterranei e l'uso sostenibile dell'acqua, individuando misure di tutela qualitativa e quantitativa della risorsa idrica, che garantiscano anche la naturale autodepurazione dei corpi idrici e la loro capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate. Pertanto, il monitoraggio e la classificazione dei corpi idrici superficiali e sotterranei sono compiti assegnati alle Regioni, mentre i Piani di gestione distrettuale si basano sulle informazioni desunte in buona parte dai PTA regionali.

Il Piano di gestione delle acque e il Piano di tutela delle acque sono dunque i documenti di pianificazione per tutto quello che concerne la tutela qualitativa e quantitativa delle acque superficiali e sotterranee, con la finalità del raggiungimento del buono stato ambientale per tutti i corpi idrici e delle aree protette connesse.

Secondo gli obiettivi della DQA, tutti i corpi idrici di ciascun Stato membro che ha recepito la direttiva avrebbero dovuto raggiungere entro il 2015 lo stato "buono" (DQA, art. 4, comma 1, lettera b); la definizione degli stati "buono" e "scarso" è riportata nell'Allegato V, tabella 2.1.2 della DQA (Tabella 8.2).

Principali riferimenti normativi in materia di acque sotterranee

• DIRETTIVA 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23/10/2000 (Direttiva Quadro sulle Acque); istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque interne superficiali, di transizione, costiere e sotterranee, perseguendo scopi che riguardano tanto il profilo ambientale quanto quello più prettamente economico e sociale della gestione della risorsa. Essa stabilisce, inoltre, che l'acqua non è un prodotto commerciale come gli altri, bensì una risorsa da tutelare ed usare secondo criteri di solidarietà e nel rispetto delle aspettative delle future generazioni a fruire di un patrimonio ambientale integro. Normativa comunitaria a integrazione della Direttiva 2000/60/CE (<https://www.mase.gov.it/pagina/riferimenti-normativi-comunitari-tema-di-acque-0>).

• DECRETO DEL MINISTERO DELL'AMBIENTE 28 LUGLIO 2004
Linee guida per la predisposizione del bilancio idrico di bacino, comprensive dei criteri per il censimento delle utilizzazioni in atto e per la definizione del minimo deflusso vitale, di cui all'articolo 22, comma 4, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152.

• DIRETTIVA 2006/118/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 12 dicembre 2006 sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento.

• DECRETO LEGISLATIVO 152/2006
Testo Unico Ambientale. Recepimento della *Water Framework Directive* 2000/60/EC. Norme in materia ambientale.

• DECRETODEL MINISTERO DELL'AMBIENTE 131/2008 - Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei

corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152.

• DECRETO LEGISLATIVO 30/2009
Attuazione della Direttiva 2006/118/CE relativa alla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento.

• DECRETO DEL MINISTERO DELL'AMBIENTE 56/2009
Regolamento recante criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152.

• DECRETO DEL MINISTERO DELL'AMBIENTE 100/2016
Regolamento recante criteri per il rilascio dell'autorizzazione al ravvenamento o all'accrescimento artificiale dei corpi idrici sotterranei al fine del raggiungimento dell'obiettivo di qualità, ai sensi dell'articolo 104, comma 4-bis, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152.

• DECRETO DEL MINISTERO DELL'AMBIENTE 29/STA/2017
Linee guida per le valutazioni ambientali ex ante da effettuare sulle domande di derivazione idrica, in relazione agli obiettivi di qualità ambientale dei corpi idrici sotterranei, definiti ai sensi della direttiva 2000/60/CE del Parlamento e del Consiglio europeo del 23 ottobre 2000, da effettuarsi ai sensi del comma 1, lettera a), dell'art.12 bis del regio decreto 11 dicembre 1933, n. 1775.

• DECRETO LEGGE 39/2023
Disposizioni urgenti per il contrasto della scarsità idrica e per il potenziamento e l'adeguamento delle infrastrutture idriche.

Classe di qualità	Criteri di qualità
Buono	Il livello delle acque sotterranee nel corpo idrico è tale che la media annua dell'estrazione a lungo termine non esaurisca le risorse idriche sotterranee disponibili. Di conseguenza, il livello delle acque sotterranee non subisce alterazioni antropiche tali da: <ul style="list-style-type: none"> • impedire il conseguimento degli obiettivi ecologici specificati per le acque superficiali connesse; • comportare un deterioramento significativo della qualità di tali acque; • recare danni significativi agli ecosistemi terrestri direttamente dipendenti dal corpo idrico sotterraneo. Inoltre, alterazioni della direzione di flusso risultanti da variazioni del livello possono verificarsi, su base temporanea o permanente, in un'area delimitata nello spazio; tali inversioni non causano tuttavia l'intrusione di acqua salata o di altro tipo né imprimono alla direzione di flusso alcuna tendenza antropica duratura e chiaramente identificabile che possa determinare siffatte intrusioni".
Scarso	Quando non sono verificate le condizioni di buono stato quantitativo del corpo idrico sotterraneo.

Taabella 8.2

Classificazione dello stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei, secondo all'Allegato V, tabella 2.1.2 della Direttiva Quadro sulle Acque.

Il buon stato quantitativo del corpo idrico sotterraneo si realizza pertanto quando le variazioni del livello di falda, dovute a cause antropiche, non danneggiano qualitativamente e quantitativamente né la risorsa idrica sotterranea, né corpi idrici superficiali ed ecosistemi terrestri che dipendono dal corpo idrico sotterraneo.

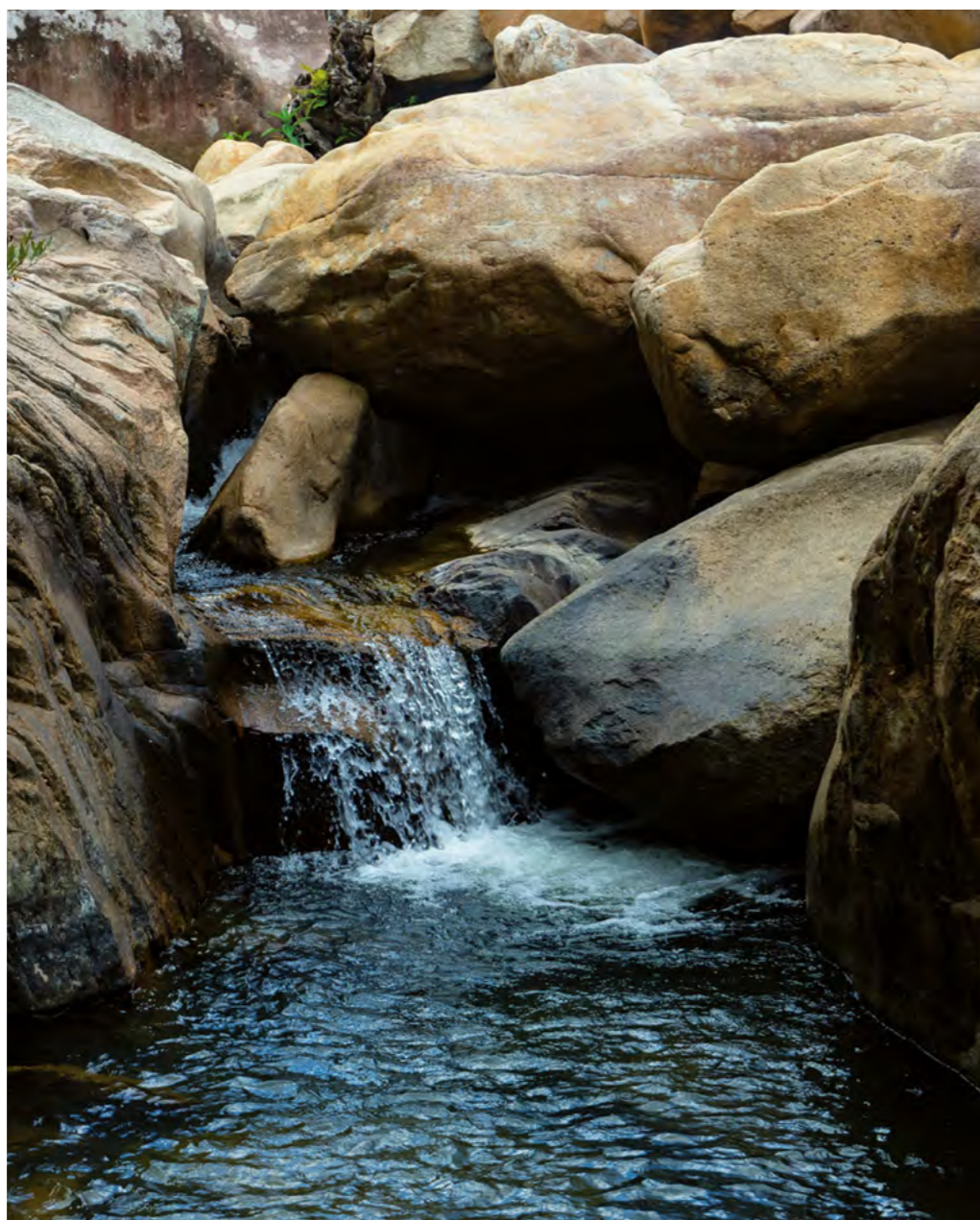
La DQA è stata recepita in Italia dal D.Lgs. 152/06 e successivi decreti ministeriali (in particolare il D.M. 131/2008), che attraverso una serie di decreti attuativi ha fissato i criteri tecnici per la classificazione dei corpi idrici e il monitoraggio, volti a definire lo stato quantitativo. In particolare, il D.Lsg. 30/09 - Attuazione della direttiva 2006/118/CE (aggiornato dal D.M. 6 luglio 2016), prescrive la classificazione di ciascun corpo idrico sulla base dei dati di monitoraggio, per individuare i corpi idrici nei quali risulta "critico l'equilibrio, sul lungo periodo, del ravvenamento naturale rispetto i prelievi di acque sotterranee operati dalle attività antropiche" (European commission, 2007). Lo stato quantitativo idealmente deve essere definito tramite l'impostazione di un modello concettuale basato sulla ricostruzione degli afflussi/deflussi, che, a loro volta, rappresentano i termini del bilancio idrogeologico. I dati di monitoraggio sono necessari per la

validazione e l'affinamento del modello concettuale, in un processo circolare di continuo miglioramento delle conoscenze sulla base dei nuovi dati acquisiti (Percopo et al., 2017). Laddove esista una chiara evidenza di un decremento persistente (cioè relativo ad un periodo pluriennale) dei livelli di falda causato dai prelievi idrici o da altre pressioni antropiche (derivazioni, prelievi da altri corpi idrici connessi, etc.), la valutazione dello stato quantitativo può essere fatta anche sulla base dei soli dati di livello piezometrico.

A questo scopo, nei primi cicli dei Piani di gestione, veniva calcolato un indice, lo Stato Quantitativo delle Acque Sotterranee, che descriveva l'impatto antropico sulla quantità della risorsa idrica sotterranea, individuando come critici i corpi idrici nei quali la quantità di acqua prelevata sul lungo periodo è maggiore di quella che naturalmente si infila nel sottosuolo a ricaricare i medesimi (Fiorenza et al., 2018; Barisiello et al., 2021).

Tra gli indicatori adottati nel contesto nazionale, il Water Exploitation Index Plus (WEI+), previsto per la DQA, consiste nella valutazione, effettuata da ISPRA e Istat, del livello di pressione che in un certo periodo le attività umane hanno esercitato

sui corpi idrici (sia superficiali che sotterranei) a seguito dei prelievi di acqua per i diversi usi. Questo indice viene descritto in maniera estesa nel paragrafo 11.4. L'indicatore è, inoltre, inserito nel set comune di indicatori per la valutazione delle condizioni di siccità e scarsità idrica condotte dagli Osservatori distrettuali permanenti per gli utilizzi idrici (dettagli sulle funzioni di tali Osservatori sono riportati nel Capitolo 2). Si fa presente che gli Osservatori, istituiti nel 2016 per ciascun distretto idrografico come misura del Piano di gestione delle acque, ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque, sono



attualmente anche organo della relativa Autorità di bacino distrettuale, ai sensi dei D.Lsg. n. 152/2006 e D.L. n. 39/2023. L'indicatore è inoltre considerato nel decreto del Ministero dell'ambiente n. 29/STA del 13.02.2017 di approvazione delle Linee guida per le valutazioni ambientali ex ante delle derivazioni idriche, in relazione agli obiettivi di qualità ambientale dei corpi idrici.

La prima versione dei Piani di gestione era prevista per il 22 dicembre 2009; successive riesamine e aggiornamenti erano previsti in tre cicli sessennali con scadenze al 2015, 2021 e 2027.

Strumenti e parametri per il monitoraggio quantitativo delle acque sotterranee

I dati di monitoraggio costituiscono uno strumento fondamentale per la comprensione dei principali processi che governano la circolazione idrica sotterranea e sono fondamentali per indirizzare la stima del bilancio idrico. Le osservazioni ricavate dal monitoraggio costituiscono inoltre il dataset con cui calibrare modelli numerici, ottenendo così scenari previsionali di afflussi/deflussi del sistema acquifero. Il D.Lsg. 30/09 prevede la definizione dello Stato Quantitativo (SQ) di ciascun corpo idrico sotterraneo, al fine di definire lo stato complessivo dei

corpi idrici. È quindi necessario progettare apposite reti e programmi di monitoraggio per ciascun corpo idrico, i cui risultati permettono di classificarne lo stato e di integrare e validare la caratterizzazione e la definizione del rischio di non raggiungimento dell'obiettivo di Buono Stato Quantitativo. La progettazione di una rete di monitoraggio si basa sulla definizione del modello concettuale, grazie al quale verrà identificata l'area di alimentazione del corpo idrico e le fuoriuscite verso sorgenti, fiumi o altri corpi idrici.

I parametri essenziali da includere nel monitoraggio quantitativo sono i seguenti

(European Commission, 2009; GdL "Reti di monitoraggio e Reporting Direttiva 2000/60/CE, 2014):

- livello statico delle acque in pozzo, per definire superficie piezometrica, volume e direzione del deflusso delle acque sotterranee; la direzione del deflusso sotterraneo è utile anche ad individuare le aree di scambio idrico tra acque superficiali e sotterranee;
- livelli idrometrici dei fiumi, per definire ruscellamento, flusso di base e deflusso minimo vitale (D.M. 28 luglio 2004);
- portate dei corsi d'acqua drenanti o alimentanti le falde e delle sorgenti puntuali;
- precipitazioni e temperatura dell'aria, per definire la precipitazione efficace, quale parametro che si riflette sulla ricarica dell'acquifero;
- dati sui prelievi, come voce che incide sul calcolo del bilancio.

In aggiunta, è opportuno effettuare il monitoraggio delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque di falda (ad esempio temperatura, conducibilità elettrica, pH) che consentono di migliorare la comprensione dell'idrodinamica in acquifero e le relazioni tra le componenti di alimentazione; questi parametri sono inoltre indicatori primari della qualità delle acque qualora si voglia verificare l'occorrenza di fenomeni quali l'intrusione salina in zone costiere, o altri fenomeni di contaminazione delle acque sotterranee.

La tabella 8.3 riporta i criteri tecnici per l'analisi dello stato quantitativo pubblicati nel 2017 dal Sistema Nazionale Protezione e Ambiente (SNPA), un organismo che comprende le agenzie ambientali regionali (ARPA, APPA) e ISPRA.

La rete di monitoraggio deve inoltre includere quegli indicatori che permettano

di controllare lo stato qualitativo ed ecologico dei corpi idrici superficiali, connessi con quello sotterraneo; infatti, lo stato quantitativo è da considerarsi scarso quando le alterazioni antropiche del livello di falda o del deflusso sotterraneo danneggiano le acque superficiali connesse, anche nel caso in cui le disponibilità idriche sotterranee siano superiori ai prelievi (Percopo et al., 2017).

I dati isotopici (con particolare riferimento agli isotopi stabili della molecola dell'acqua), che possono essere rilevati con cadenza stagionale o mensile in relazione al contesto, forniscono ulteriori informazioni sui percorsi sotterranei delle acque e sulle aree di ricarica, nonché sul tipo di risposta idrodinamica del sistema alle varie sollecitazioni naturali e antropiche, contribuendo dunque significativamente a definire il modello concettuale del sistema acquifero.

I dati di monitoraggio devono essere acquisiti con frequenza e copertura spaziale significative, tenendo conto delle proprietà idrogeologiche generali del sistema acquifero, della sua estensione areale, della eventuale suddivisione dei corpi idrici con la profondità (acquiferi multistrato) (Gruppo di lavoro "Reti di monitoraggio e Reporting - Direttiva 2000/60/CE", 2014). La densità areale delle stazioni e la frequenza di monitoraggio devono in generale essere tanto più alte quanto maggiori sono la vulnerabilità intrinseca (a sua volta funzione della profondità del corpo idrico e della permeabilità dei terreni che lo costituiscono), la velocità di rinnovamento delle acque, la sensibilità del sistema nel rispondere alle pressioni antropiche e climatiche. Di conseguenza, l'ottimizzazione e la valutazione dell'efficienza della rete di monitoraggio può essere fatta solo a valle dell'individuazione e caratterizzazione dei corpi idrici sotterranei.

I corpi idrici sotterranei possono essere raggruppati per ottimizzare il monitoraggio ambientale in funzione dell'analisi di rischio, pur garantendo una valutazione affidabile di ciascun corpo all'interno del gruppo. Se un corpo idrico è valutato come "a rischio" dal punto di vista della diminuzione dei volumi immagazzinati, è raccomandabile mantenere almeno una stazione per corpo idrico. Nella pratica, il numero di punti di monitoraggio dipenderà anche dalla disponibilità di punti d'acqua idonei per effettuare le misure.

Dal punto di vista temporale, secondo quanto riportato nei "Criteri tecnici per l'analisi dello stato quantitativo e il monitoraggio dei corpi idrici sotterranei del Sistema Nazionale di Protezione dell'Ambiente" (Percopo et al., 2017), i dati dovrebbero essere acquisiti ad intervalli adeguati a catturare la variabilità di livelli e portate nel contesto osservato, andando a

coprire tutte le stagioni dell'anno idrologico e ottenendo i valori minimi e massimi (Tab. 9.3). È sempre preferibile avere serie di dati acquisiti a intervalli regolari e ravvicinati, di solito ottenuti con rilevazioni automatiche; in contesti dove sia appurata una certa stabilità dei parametri, è comunque accettabile avere misure discrete, purché a cadenza almeno semestrale, in modo da caratterizzare i massimi e i minimi stagionali. Per le sorgenti puntuali e lineari, i dati dovrebbero consentire di ricostruire le curve di esaurimento. Per la valutazione delle pressioni antropiche, specialmente nelle zone di pianura sottoposte a prelievi considerevoli, il monitoraggio automatico potrebbe risultare più appropriato per catturare la forte variabilità dei livelli. In ogni caso, la frequenza di monitoraggio è scelta in funzione della finalità da perseguire. Ad esempio, negli acquiferi delle pianure alluvionali e in quelli pedemontani, dati di portata o livello a cadenza oraria consentono di studiare nel dettaglio la dinamica di scambio falda-fiume o di infiltrazione a seguito di piogge; dati a cadenza stagionale consentono invece l'analisi dei trend del bilancio sul lungo periodo.

Negli acquiferi montani, il numero di pozzi è nettamente inferiore rispetto a quello delle perforazioni in aree di pianura e alluvionali, e il monitoraggio quantitativo viene preferenzialmente effettuato tramite la misura delle portate in uscita dal sistema idrogeologico (sorgenti puntuali o diffuse). Proprio per la loro complessità e per la scarsità dei punti d'osservazione, per questi sistemi risulta fondamentale accoppiare al monitoraggio delle portate in uscita un monitoraggio con frequenza idonea di parametri necessari alla comprensione del comportamento generale del sistema, quali i parametri isotopici e fisico-chimici (Doveri et al., 2013). Dal momento che in gran parte delle aree montane le sorgenti costituiscono l'unica o la principale fonte

Tabella 8.3

Parametri per il monitoraggio delle acque sotterranee e frequenza di acquisizione (Percopo et al., 2017).

Parametro e unità di misura	Frequenza di monitoraggio
Livello piezometrico (m s.l.m.)	Oraria, giornaliera o mensile a seconda della finalità e tipologia del sistema acquifero
Portata delle sorgenti (l/s)	Oraria, giornaliera o mensile a seconda della finalità e tipologia del sistema acquifero
Livelli idrometrici presso sezioni fluviali (m s.l.m.)	Oraria, giornaliera
Portata nelle sezioni fluviali (l/s)	Giornaliera o mensile a seconda della finalità
Precipitazioni (mm)	Giornaliera
Temperatura dell'aria (°C)	Giornaliera o mensile
Temperatura (°C) delle acque sotterranee, ma anche superficiali quando in possibile relazione.	Oraria, giornaliera o mensile a seconda della finalità e tipologia del sistema acquifero
Conducibilità elettrica (°C) delle acque sotterranee, ma anche superficiali quando in possibile relazione.	Oraria, giornaliera o mensile a seconda della finalità e tipologia del sistema acquifero
Isotopi stabili della molecola dell'acqua (‰ vs. V-SMOW) su precipitazioni, acque sotterranee e acque superficiali quando in possibile relazione.	Mensile, stagionale a seconda della finalità e tipologia del sistema acquifero
Costituenti chimici maggiori e minori che possono contribuire ad individuare le componenti in gioco nel sistema. Acque sotterranee, ma anche superficiali quando in possibile relazione.	Mensile, stagionale a seconda della finalità e tipologia del sistema acquifero

di approvvigionamento idropotabile, è fortemente raccomandata la pianificazione di un monitoraggio sistematico di queste fonti. Ciò anche allo scopo di poter usufruire di dati statisticamente robusti utili allo sviluppo di modelli previsionali, quali strumento di mitigazione delle crisi idriche. In merito alla vulnerabilità intrinseca degli acquiferi montani a eventi siccitosi, si veda anche il box di approfondimento relativo all'evento siccitoso 2022-2023 nel bacino del Po riportato nel Capitolo 11.

Negli acquiferi pedemontani diventa vincolante la conoscenza dei complessi rapporti corso d'acqua-falda per tutelare e indirizzare azioni di mitigazione e resilienza rispetto al cambiamento climatico, anche tenendo conto degli effetti dovuti all'eventuale sbarramento dei corsi d'acqua in ambito montano. È dunque necessario un monitoraggio in continuo dei livelli idrometrici e di quelli piezometrici nei pozzi posti nelle vicinanze del corso d'acqua. Laddove possibile, è inoltre importante produrre dati in continuo (attraverso la costruzione di curve di deflusso e il monitoraggio dei livelli idrometrici) della portata in sezioni fluviali sequenziali, per definire i quantitativi idrici di scambio.

Negli acquiferi alluvionali, solitamente è presente un numero di pozzi sufficiente a garantire il rilievo della piezometria; il trend dello stato quantitativo di questi contesti può esser pertanto dedotto dall'andamento del livello piezometrico nel tempo, misurato per un periodo sufficientemente lungo (circa 10 anni).

In aree costiere, il monitoraggio dell'ingressione marina in acquifero andrebbe condotta attraverso pozzi e/o piezometri distribuiti su transetti ortogonali alla linea di riva in cui misurare contestualmente la conducibilità elettrica e i livelli piezometrici, al fine di determinare

la profondità dell'interfaccia acqua dolce/acqua salata rispetto al pelo libero della falda, ma anche la variabilità di questa profondità in relazione all'idrodinamica naturale o alterata dell'acquifero (per maggiori dettagli si rimanda al Capitolo 9). Recentemente vengono abbinate al suddetto monitoraggio tecniche geofisiche che consentono di visualizzare il cono d'intrusione mediante misure di resistività elettrica acquisite lungo profili ortogonali alla linea di costa (Masciopinto et al., 2017) e di seguire la dinamica del processo d'ingressione marina nel tempo. Da ultimo, attualmente non esiste alcun monitoraggio continuo per gli acquiferi offshore.

Lo stato delle reti di monitoraggio su territorio nazionale non è omogeneo, e in alcuni casi sono presenti alcune lacune che rendono limitata la disponibilità di dati per il calcolo del bilancio in diversi contesti. A questo proposito, il Comitato tecnico di coordinamento nazionale degli Osservatori permanenti per gli utilizzi idrici ha emanato un documento riassuntivo ed estremamente dettagliato che riunisce le informazioni sullo stato delle reti di monitoraggio a livello di Distretto idrografico aggiornato al 2018 (Mariani et al., 2018). Si veda anche il paragrafo 8.4.3, dove si approfondisce lo stato delle reti di monitoraggio regionali e si riportano i dati dei piani di gestione delle singole autorità distrettuali.

Relativamente alla disponibilità dei dati di monitoraggio a livello nazionale e regionale, il Sistema Informativo Nazionale sulle Acque Sotterranee (SINTAI, https://www.sintai.isprambiente.it/public/GIS/map_page.xhtml) rappresenta una risorsa chiave, fungendo da database centralizzato che raccoglie dati provenienti da varie fonti, inclusi gli enti regionali (ARPA e APPA) e provinciali. Questo strumento fornisce accesso a

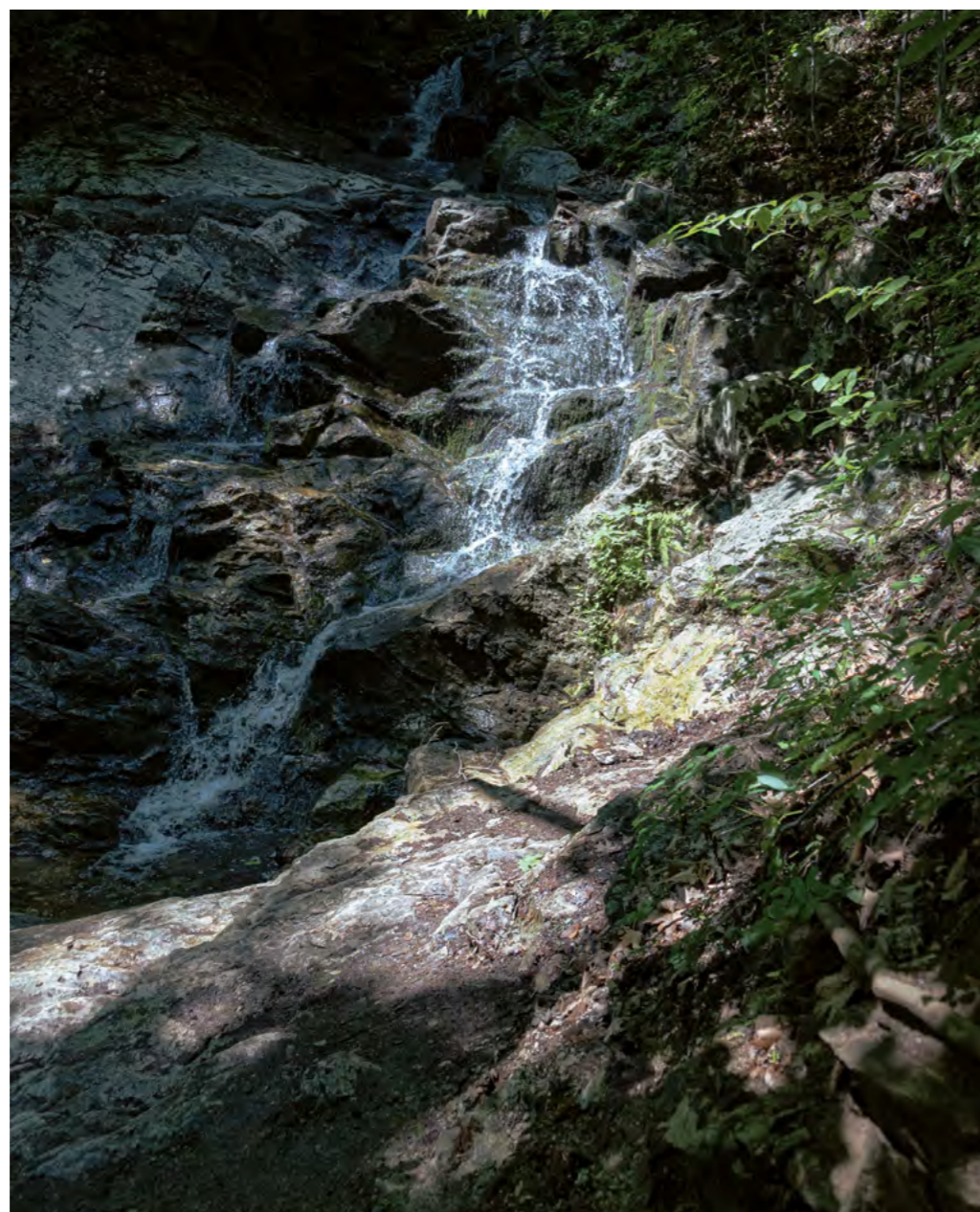
dati aggiornati fino al 2021, concentrati soprattutto sull'idrochimica delle acque sotterranee. Oltre al SINTAI, i Sistemi Informativi Regionali Ambientali (SIRA) gestiti dalle singole regioni svolgono un ruolo cruciale nel fornire informazioni dettagliate sulle risorse idriche a livello locale. Questi sistemi includono una vasta gamma di dati ambientali, compresi quelli quantitativi relativi alle acque sotterranee, consentendo una gestione mirata delle risorse idriche in base alle specifiche esigenze di ogni regione.

A livello regionale, molte regioni italiane hanno sviluppato database dedicati alle acque sotterranee, che costituiscono una risorsa fondamentale per la pianificazione e la gestione delle risorse idriche del territorio. Purtroppo, come precedentemente anticipato, non esiste una copertura significativa e omogenea a scala nazionale. In regioni come, ad esempio, il Piemonte e la Lombardia, sono disponibili importanti database delle acque sotterranee gestiti rispettivamente da ARPA Piemonte (<https://www.arpa.piemonte.it/scheda-informativa/banca-dati-degli-indicatori-ambientali>) e ARPA Lombardia (<https://www.arpalombardia.it/temi-ambientali/acqua/acque-sotterranee/>), i quali forniscono informazioni dettagliate sulla posizione, la profondità e le caratteristiche dei pozzi, oltre ai dati sui livelli e sulla qualità delle acque. Inoltre, la Lombardia dispone di una rete di monitoraggio che comprende oltre 1500 pozzi distribuiti su tutto il territorio regionale, garantendo un monitoraggio continuo dei livelli e della chimica delle acque sotterranee. Quest'ultimi sono accessibili via web mediante la piattaforma SIDRO (<https://idro.arpalombardia.it/it/map/sidro/>). Le regioni Emilia-Romagna, Toscana e Umbria rivolgono un significativo impegno e risorse al monitoraggio delle risorse idriche sotterranee. In Emilia-Romagna,

ARPAE gestisce un'ampia rete di oltre 800 pozzi di monitoraggio, i quali forniscono dati riguardanti i livelli piezometrici, la temperatura e la conducibilità elettrica dell'acqua, delineando così una panoramica esaustiva delle condizioni delle acque sotterranee nell'ambito regionale. Sia in Umbria che in Toscana sono presenti sistemi di monitoraggio quantitativo in continuo delle acque sotterranee (livelli della falda e portata delle sorgenti). In altre regioni, come il Lazio e la Campania, sono disponibili solo rapporti annuali redatti dalle rispettive Agenzie Regionali e dataset sia discreti che da monitoraggio in continuo inerenti lo stato qualitativo e quantitativo delle acque sotterranee. Nel Veneto, Friuli Venezia Giulia e Liguria, gli enti regionali gestiscono database e forniscono dati sulle risorse idriche sotterranee. L'ARPAV in Veneto gestisce un database accessibile tramite il portale "ARPAV Water Portal" (<https://dati.veneto.it/tema/ambiente/?h=search0>), che fornisce dettagli su livelli idrici, qualità dell'acqua e prelievi. Nel Friuli Venezia Giulia, l'ARPA regionale pubblica dati sulla qualità delle acque attraverso la sua rete di monitoraggio delle acque sotterranee. In Liguria, i dati sulle acque sotterranee sono gestiti e aggiornati da SITAR, mentre database locali come BDAS a Genova e BDASV a Savona forniscono informazioni specifiche per le aree metropolitane della regione. Altre regioni come Puglia, Calabria, Basilicata, Molise e Sardegna, pur avendo una rete di monitoraggio delle acque sotterranee più o meno estesa, non hanno sviluppato o reso disponibili database accessibili o i dati disponibili sono limitati, come nel caso di Marche, Sicilia e Trentino-Alto Adige, a report annuali sullo stato qualitativo delle acque sotterranee.

La siccità idrologica sugli acquiferi è associata all'abbassamento dei livelli piezometrici in pozzo e alla diminuzione della portata delle sorgenti. Di conseguenza, il monitoraggio degli effetti di questo tipo di siccità può essere effettuato con misure periodiche di livello e portata, nonché dal confronto tra le curve di recessione delle portate sorgentizie acquisite a diversi intervalli temporali. I dati devono essere confrontati con livelli ritenuti rappresentativi della

media calcolata in base ad analisi di frequenza sui dati storici. Per identificare gli effetti siccitosi sul lungo periodo è necessario estendere il monitoraggio per un periodo prolungato (20-30 anni). La siccità idrologica sugli acquiferi nel lungo periodo porta, oltre che una riduzione dei livelli e delle portate, anche a una riduzione dell'immagazzinamento. Anche i dati geodetici, di cui si tratterà nel paragrafo 8.4, possono fornire stime della variazione di volume degli acquiferi nel tempo.



In questo paragrafo si descrivono i metodi per la classificazione dello stato quantitativo dei corpi idrici effettuati mediante indicatori (la cui trattazione sarà ripresa nel Capitolo 11) e tramite procedure descritte nella principale letteratura scientifica, per il territorio italiano. Successivamente, si

riportano i principali risultati delle analisi da misure gravimetriche, GPS e da dati satellitari descritti dalla recente letteratura internazionale; infine, si propone un approfondimento sullo stato dell'arte a livello italiano, in particolare rispetto agli obiettivi posti dalla Direttiva Quadro sulle Acque.

Nella letteratura scientifica esistono diversi studi che valutano le tendenze di portata delle sorgenti italiane. Di Matteo et al. (2013) hanno osservato tendenze negative nelle portate delle principali sorgenti appenniniche di Umbria e Marche. Gattinoni e Francani (2010) e Citrini et al. (2020) hanno calcolato un decremento atteso della portata della sorgente Nossana (BG) del 40% nei prossimi 40 anni; Fiorillo et al. (2007) hanno rilevato una diminuzione della portata sul lungo periodo delle Sorgenti del Serino; Fiorillo et al. (2015) hanno osservato un decremento della portata delle sorgenti dei massicci del centro-sud Italia. Doveri et al. (2019a,b) hanno evidenziato decrementi significativi delle portate di sorgenti strategiche captate per scopi idropotabili nei sistemi acquiferi carbonatico apuano e delle vulcaniti amiatine (Toscana), in alcuni casi con perdite medie annue dei deflussi sorgivi di circa 105 m³ su un periodo di venti anni.

Per quanto riguarda i livelli piezometrici, nelle regioni Campania, Basilicata, Calabria, Puglia, è stato osservato un trend piezometrico negativo (Polemio e Casa-

rano, 2008), mentre Mancini et al. (2022) non individuano alcun trend significativo per i livelli in Piemonte.

Sono invece pochi gli studi che valutano la variazione del volume immagazzinato dagli acquiferi. Questa variazione può essere stimata calcolando il bilancio idrogeologico in periodi temporali differenti; è necessario avere a disposizione serie di livello piezometrico e portata delle sorgenti sufficientemente lunghe (15-20 anni, Percopo et al., 2017). Poiché spesso non si dispone di questi dati, alcuni autori propongono il confronto tra risultati di modelli concettuali afflussi-deflussi e le portate in uscita dal bacino osservate (Koster et al., 2000). Ad esempio, Mendicino et al. (2008) calcolano il Groundwater Resource Index (GRI) per il territorio della regione Calabria nel periodo 1959-2006, che mostra un trend decrescente con minimi corrispondenti agli anni più siccitosi. I risultati, di fatto ottenuti tramite modelli, non sono validati da misure di livello o di portata delle sorgenti. La buona autocorrelazione tra GRI in primavera e estate consente di utilizzare l'indice come strumento previsionale della siccità idrogeologica.

Va sottolineato che esistono pochissimi studi che stimano il trend di volume degli acquiferi alluvionali. Come già detto in introduzione, i complessi dei depositi alluvionali hanno un basso immagazzinamento e risentono in maniera marcata delle captazioni; pertanto, i livelli sono spesso misurati in condizioni dinamiche, ovvero rilevano un abbassamento dovuto al cono di emungimento delle captazioni. Inoltre, essendo spes-

so ospitati nelle piane, la loro superficie è spesso adibita ad uso agricolo, e il calcolo dell'evapotraspirazione reale può costituire una fonte di grande incertezza. Guyennon et al. (2016) e Portoghese et al. (2021) propongono un approccio dinamico alla valutazione del bilancio in un sistema alluvionale della Puglia settentrionale, che tiene conto della risposta idrologica del sistema alla variabilità climatica e di prelievi.

Valutazione dello stato quantitativo della risorsa attraverso il rilievo di dati geodetici

Come è noto, la redistribuzione delle masse d'acqua produce una risposta elastica nella parte più superficiale della crosta terrestre (quella che ospita gli acquiferi) rilevabile come variazioni di quota del terreno e del campo gravitazionale; queste variazioni sono correlabili, ad opportune scale spaziali e temporali, alle variazioni di immagazzinamento di acqua sotterranea.

È importante specificare che le misure geodetiche devono necessariamente

essere accoppiate con misure di livello in pozzo, dati di pioggia e portate delle sorgenti, per calibrare e validare gli abbassamenti del terreno e le variazioni gravimetriche a variazioni di immagazzinamento negli acquiferi.

È opportuno approfondire le possibilità offerte dai dati gravimetrici da satelliti GRACE per quantificare la variazione di volume di specifici corpi idrici, data l'ampia letteratura internazionale dedica-

I dati geodetici che consentono la stima della variazione dei volumi acquiferi sotterranei includono:

- misure gravimetriche al suolo. Nella letteratura scientifica questa metodologia è applicata a bacini nell'ordine dei 100 Km² (Jacob et al., 2008).
- interferometria satellitare: sono utilizzate su bacini nell'ordine della decina di Km² (Béjar-Pizarro et al., 2017; Chen et al., 2016).
- misure GPS (con cadenza giornaliera e risoluzione millimetrica) accoppiate a tiltimetri di precisione. In questo caso, la risoluzione del dato dipenderà dalla densità di stazioni di misura; alcuni esempi in letteratura si riferiscono ad acquiferi estesi alcune decine di km² (King et al., 2007).
- Mediante dati gravimetrici satellitari GRACE (Gravity Recovery and Climate Experiment, Tapley et al., 2004), che, sebbene a bassa risoluzione spazio-temporale, costituiscono importanti database di dati a copertura globale (<https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/grace-gravity-recovery-and-climate-experiment-surface-mass-total-water-storage-and>).

ta (Andersen et al., 2005; Abou Zaki et al., 2019; Chen et al., 2019; Doll et al., 2014; Feng et al., 2013; Frappart, 2020; Frappart e Ramillien, 2018; Gonçalves Rodell et al., 2007; Gonçalves et al., 2020; Guo et al., 2022; Jasechko et al., 2024; Richey et al., 2015; Rodell et al., 2009; Scanlon et al., 2012; Thomas et al., 2019; Zaitchik et al., 2008; Zhang et al., 2020). Le anomalie del campo di gravità terrestre osservate dai satelliti GRACE sono correlabili alle anomalie mensili di acqua terrestre immagazzinata (Total Water Storage - TWS). Il TWS include neve e ghiaccio, acque superficiali, umidità del suolo, acque sotterranee. Variazioni di immagazzinamento idrico sotterraneo possono essere isolate con l'uso di dati ausiliari usando il metodo del bilancio idrico. A scala globale, sono disponibili mappe dei trend di immagazzinamento messe a disposizione dalla NASA (<https://grace.jpl.nasa.gov/data/get-data/>). L'anomalia di TWS restituita dai satelliti GRACE può essere correlata con successo con la precipitazione cumulata sul lungo periodo (12 mesi), ed è quindi un buon dato *proxy* per valutare gli effetti della siccità sulle acque

sotterranee (Barbosa et al., 2021; Cammalleri et al., 2019).

Le maggiori limitazioni dei dati GRACE riguardano la risoluzione spazio-temporale. Infatti, la risoluzione nativa del dato rilevato GRACE/GRACE-FO è in celle 1 grado x 1 grado all'equatore, corrispondente a celle di circa 120 km di lato (<https://www2.csr.utexas.edu/grace/>); tuttavia, la risoluzione del dato elaborato (grid "Mascon", ovvero una soluzione rappresentata come coefficienti di armoniche sferiche variabili nel tempo, Save et al., 2012) è molto minore, tale da sconsigliare l'utilizzo di questi dati in bacini con una superficie minore di 200 000 km² (Save et al., 2016; Save, 2020). Inoltre, il dato elaborato è idoneo per analisi delle serie temporali a scala di bacino, ma inadatto per l'analisi di un singolo punto. Infine, il lancio della prima missione risale al 2002 (GRACE), mentre il termine dell'ultima missione (GRACE FO) è stato nel 2023. Di conseguenza, i dati disponibili per confronti sulle anomalie di TWS (Total Water Storage Anomaly, TWSA) comprendono un intervallo relativamente breve.

Anche in ambito italiano sono stati effettuati alcuni studi basati su dati GRACE:

- A livello regionale, Andersen et al. (2005) hanno rilevato variazioni inter-annuali (2002-2003) di anomalia di acqua immagazzinata (Terrestrial Water Storage Anomaly-TWSA) in nord Italia, fino a -6 cm; questi dati sono stati confrontati con database indipendenti, quali il dataset GLDAS, che producono modelli idrologici e dati ECMWF sul *runoff* considerando quindi l'immagazzinamento di acque su suolo e superficie.
- Boergens et al. (2020) hanno stimato gli effetti della siccità del 2018 e del 2019 in centro Europa (area che comprende anche una parte dell'arco alpino e dell'area pedemontana del bacino del Po) da dati Grace-FO, calcolando un deficit di Terrestrial Water Storage pari a -1.12×10^{14} kg e -1.45×10^{12} kg, rispettivamente.
- A scala di bacino, Pellet et al. (2024) hanno effettuato un tentativo di *downscaling* spazio-temporale dei dati mensili GRACE per il bacino del Po. Il risultato è stato un modello che calcola la variazione di immagazzinamento sotterraneo a scala giornaliera, in funzione degli input idrologici (precipitazione, *runoff*, evapotraspirazione) giornalieri.
- Silverii et al. (2016) analizzano le serie di misure GPS, di precipitazione, portata e di altezza piezometrica equivalente ricavata da dati GRACE degli acquiferi carsici dell'Appennino Meridionale, ascrivendo le variazioni geodetiche a variazioni pluriennali della piezometria all'interno dell'intensa rete di fratture tettoniche subverticali e sature.

Valutazione dello stato quantitativo della risorsa a livello nazionale in ottemperanza alle direttive comunitarie

Come descritto nel paragrafo 8.2, sui corpi idrici individuati ai sensi del D.Lgs. 30/09 deve essere avviato e mantenuto un sistema di monitoraggio adeguato alla definizione dello stato quantitativo. I Piani di gestione distrettuale sono lo strumento attuativo delle disposizioni comunitarie in materia di gestione della risorsa idrica, e da normativa devono contenere la valutazione dello stato quantitativo. I piani di gestione adottati il 20 dicembre 2021 (Tabella 8.4) presentano il quadro aggiornato, integrato e organico a livello di bacino delle conoscenze disponibili e identificano i programmi di misure per conseguire gli obiettivi di qualità ambientale dei corpi idrici.

Esiste una certa disomogeneità per quanto riguarda la completezza e la qualità dei dati forniti dalle regioni italiane nei diversi cicli di redazione dei

Piani di Gestione (Barisiello et al., 2021; ISPRA, 2011).

Come riportato sinteticamente nell'annuario dei dati ambientali ISPRA 2022 (Barisiello et al., 2021, ISPRA, 2022), riferito però a dati aggiornati al 2016, il 75% delle regioni aveva concluso o avviato la definizione della rete di monitoraggio e predisposizione del programma di attività; il 24.8% dei corpi idrici sotterranei non era ancora stato classificato dal punto di vista quantitativo; in alcune regioni, nessun corpo idrico era classificato. Il 60.8% dei corpi idrici sotterranei mostrava uno stato quantitativo (ovvero un indice SQUAS) "buono", il 14.4% "scarso" e il restante 24.8% non risultava ancora classificato. I corpi idrici non ancora classificati risultavano essere 259 per una superficie totale di 36 151 km².

Tabella 8.4

Piani di gestione vigenti
(fonte: MASE)

Distretto delle Alpi Orientali	Piano di gestione del distretto idrografico delle Alpi Orientali 2021-2027 (https://distrettoalpiorientali.it/piano-gestione-acque/piano-gestione-acque-2021-2027/)
Distretto del Fiume Po	Piano di gestione del distretto idrografico del Fiume Po (https://pianoacque.adbpo.it/piano-di-gestione-2021/)
Distretto dell'Appennino Settentrionale	Piano di gestione del distretto idrografico dell'Appennino Settentrionale 2021-2017 (https://www.appenninoseptentrionale.it/it/?page_id=2904)
Distretto dell'Appennino Centrale	Piano di gestione del distretto idrografico dell'Appennino Centrale 2021 (https://aubac.it/piani-di-bacino/piano-di-gestione-delle-acque)
Distretto dell'Appennino Meridionale	Piano di gestione del distretto idrografico dell'Appennino Meridionale (https://www.distrettoappenninomeridionale.it/piano-di-bacino-distrettuale/)
Distretto della Sardegna	Piano di gestione Regione Autonoma Sardegna 2021 (https://pianogestionedistrettoidrografico.regione.sardegna.it/)
Distretto della Sicilia	Piano di gestione Regione autonoma Sicilia 2021-2027 (https://www.regione.sicilia.it/istituzioni/regione/strutture-regionali/presidenza-regione/autorita-bacino-distretto-idrografico-sicilia/pianificazione/piano-di-gestione-direttiva-2000-60/ciclo3)

Gli aggiornamenti dei Piani di Gestione riportati in Tabella 8.4 mirano a fare il punto della situazione sul raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale in previsione del 2027. Per le regioni nelle quali i corpi idrici erano stati precedentemente identificati e validati e reti e programmi di monitoraggio avviati, si riportano i dati aggiornati. Nelle regioni in cui esisteva una scarsa copertura di corpi idrici identificati e di copertura del monitoraggio, vengono riportati gli adeguamenti e miglioramenti effettuati. In generale, negli aggiornamenti dei Piani di gestione del II ciclo risulta evidente lo sforzo da parte delle Autorità distrettuali per adeguare l'approccio metodologico alle attività di monitoraggio, rispetto alle criticità evidenziate nel rapporto ISPRA 150/2011 (ISPRA, 2011) in merito alla:

- omogeneizzazione del processo che, dalla definizione del complesso idrogeologico, porta all'individuazione del corpo idrico sotterraneo;

- adeguamento della configurazione dei corpi idrici, in particolare tra regioni confinanti, nell'ottica di una interpretazione condivisa degli assetti idrogeologici, mediante confronto tra regioni confinanti;

- interpretazione del significato delle diverse tipologie di monitoraggio previste dalla DQA e quindi delle attività di monitoraggio.

Risultano invece ancora parecchie difficoltà ad adeguare le reti e i programmi di monitoraggio quantitativo. Nel seguito si riportano i dati principali sullo stato dell'arte nei diversi ambiti distrettuali, con riferimento ai documenti disponibili in rete.

Autorità di bacino distrettuale delle Alpi Orientali

Data la presenza di serie di monitoraggio anche decennali, in questo Distretto è stato possibile classificare lo stato quantitativo delle acque sotterranee valutando l'abbassamento del livello della falda freatica dovuto ai prelievi attraverso l'analisi dei trend e, ove disponibile, al bilancio idrogeologico. Il 95% dei corpi idrici sotterranei è in stato quantitativo buono e il 5% in stato quantitativo non buono. La relazione sullo stato e gli obiettivi ambientali delle acque è allegata alla Relazione generale del piano di gestione delle acque 2015-2021 (<https://distrettoalpiorientali.it/piano-gestione-acque/piano-gestione-acque-2015-2021/>).

Ad oggi risulta in vigore l'aggiornamento del Piano di gestione 2021-2017.

Autorità di bacino distrettuale del Fiume Po

Il Piano di gestione 2021 è riferito al sessennio di monitoraggio 2014-2019 ed è basato su reti di monitoraggio estese (2084 punti di monitoraggio per le acque sotterranee), che consentono la classificazione dello stato quantitativo del 90% dei corpi idrici.

Come riportato nella Relazione generale al Piano di gestione 2021 (https://www.adbpo.it/PianoAcque2021/PdGPo2021_22dic21/Elaborato_00_RelGen_22dic2021/PdGPo2021_Elab_0_RelGen_22dic21.pdf) per lo stato quantitativo, complessivamente si evidenzia che il 91% dei corpi idrici classificati è in stato buono, pari a 197 corpi idrici rispetto ai 216 classificati. Il resto dei corpi idrici, il 9% (19 corpi idrici) è in stato quantitativo

scarso. Essi si trovano in Piemonte, Emilia-Romagna e Marche e riguardano corpi idrici del sistema di fondovalle, superficiale e profondo. Per i corpi idrici emiliano-romagnoli, appartenenti al sistema delle conoidi, la criticità è dovuta a prelievi prevalentemente irrigui e industriali.

La mappa delle reti di monitoraggio e rappresentazione cartografica dello stato delle acque superficiali e delle acque sotterranee (https://www.adbpo.it/PianoAcque2021/PdGPo2021_22dic21/Elaborato_04_MappeRetiStato_22dic21/) costituisce l'Elaborato 4 allegato al Piano di gestione 2021 (https://www.adbpo.it/PianoAcque2021/PdGPo2021_22dic21/Elaborato_04_MappeRetiStato_22dic21/).

Autorità di bacino distrettuale dell'Appennino Settentrionale

Sulla base dei dati di monitoraggio 2010-2021, in alcuni casi integrato con le annualità 2013-2014-2015, è stato definito lo stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei, riportato unicamente in forma grafica nelle tavole all'interno della Relazione di piano 2015-2021 (https://www.appenninosettentrionale.it/rep/distretto/aggiornamento/marzo2016/Relazione_di_Piano_II_2016_03.pdf).

Autorità di bacino distrettuale dell'Appennino Centrale

I dati sono aggiornati al sessennio di misure 2015-2020; la copertura risulta completa ed omogenea. Per quanto riguarda lo stato quantitativo, nel 2020 il 75.7% (128 corpi idrici) è classificato in stato "buono", il 20.1% (34 corpi idrici) è in stato "scarso" e il 4.1% (7 corpi idrici) è in stato "non determinato" (<https://www.autoritadistrettoac.it/pianificazione/pianificazione-distrettuale/pgdac/pgdac3-secondo-aggiornamento-adoptato-dalla-cip-del-20122021>).

Autorità di bacino distrettuale dell'Appennino Meridionale

Sebbene la situazione relativa alla individuazione dei corpi idrici sotterranei e all'avvio dei piani di monitoraggio al 2016 risultasse scarso, l'aggiornamento del III ciclo pubblicato nel 2020 (Progetto piano di gestione delle acque - ciclo 2021-2027) riporta significativi miglioramenti. Nel ciclo 2021-2027 le Regioni inadempienti hanno completato la classificazione dei corpi idrici sotterranei.

Per quanto riguarda il monitoraggio quantitativo dei corpi idrici, questo risulta avviato solo in parte, con evidente disomogeneità tra regione e regione:

- Regione Abruzzo: monitoraggio avviato su 64 punti.
- Regione Lazio: monitoraggio qualitativo avviato su 43 punti, ma non è specificato su quali di questi sia effettuato il monitoraggio quantitativo.
- Regione Basilicata: 40 punti di monitoraggio qualitativo, ma non è chiaro se i punti di monitoraggio qualitativo siano usati anche per il quantitativo.
- Regione Calabria: monitoraggio avviato nel 2016 su 240 stazioni.
- Regione Campania: deve ancora comunicare la posizione dei punti della rete di monitoraggio, che risulta avviato.
- Regione Puglia: ha adeguato la rete di monitoraggio nel II ciclo e la rete consta di 244 punti che verranno integrati nel Piano successivo.
- Regione Molise: ha adeguato il programma di monitoraggio ma non è chiaro su quali dei 170 punti di monitoraggio qualitativo si realizzi quello quantitativo.

Data la situazione descritta, è comprensibile che in questo ambito distrettuale non siano a oggi disponibili valutazioni dello stato quantitativo.

Da notare che, tra gli allegati al Piano di gestione del III ciclo, la tavola 6.2.2 riporta su base cartografica lo stato quantitativo

per i corpi idrici di Abruzzo, Basilicata, Campania, Molise e Puglia, aggiornato al piano del II ciclo, ovvero relativo alle misure 2015-2020. Per le regioni per cui non era disponibile il sessennio di misure, lo stato quantitativo è stato definito facendo riferimento a una frazione del periodo di monitoraggio (2014-2015 per il Lazio; 2016-2018 per la Calabria). Non è pertanto una rappresentazione conforme agli standard richiesti dalla direttiva comunitaria.

La classificazione quantitativa dei corpi idrici così elaborata è disponibile nell'allegato al Piano di gestione III ciclo 2021-2027, tavola 6.2.2, Stato quantitativo e reti di monitoraggio corpi idrici sotterranei (https://www.distrettoappenninomeridionale.it/images/_pdgAcque/III%20CICLO%202021-2027/PROGETTO%20DI%20PIANO/3.Tavole/TAV.6_2_2_Reti_Stato_Quantitativo_Sott_DEM.jpg)

Autorità di bacino del distretto idrografico della Sardegna

Il Piano di gestione delle acque 2021 riporta la classificazione dello stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei sulla base del confronto tra pressioni significative e indicatori di impatto desunti dall'elaborazione dei dati del monitoraggio eseguito nel periodo 2015-2020. In seguito alla quantificazione dei prelievi sono state fissate delle soglie che definiscono tre classi di pressione in relazione alla percentuale di ricarica media annua da precipitazione efficace intaccata dai prelievi.

Dalla relazione generale (https://pianogestionedistrettoidrografico.regione.sardegna.it/documenti/1_839_20220309091201.pdf) si evince che lo stato quantitativo è buono per il 92% dei corpi idrici, scarso per il 7% e non determinato per l'1.

Autorità di bacino del distretto idrografico della Sicilia

La rete di monitoraggio è adeguata a valutare lo stato quantitativo su 20 corpi idrici tra gli 82 individuati (ovvero il 24% circa). Il monitoraggio è compreso nell'intervallo temporale 2003-2018. Per gli altri corpi invece, la valutazione è stata fatta sulla base della differenza tra bilancio idrogeologico e prelievi. Come risultato, 62 corpi idrici su 82 sono risultati in stato quantitativo buono (76%). (<https://www.regione.sicilia.it/istituzioni/regione/strutture-regionali/presidenza-regione/autorita-bacino-distretto-idrografico-sicilia/pianificazione/piano-di-gestione-direttiva-2000-60/ciclo3>).

Impatti del cambiamento climatico sulle acque sotterranee

Il cambiamento climatico (CC) genera impatti sulle diverse componenti del ciclo idrogeologico che si riflettono sui quantitativi idrici sotterranei. Questi, a loro volta, generano impatti sull'afflusso ai fiumi e sugli ecosistemi connessi. Altre ricadute dirette possono riguardare l'intrusione salina (si veda, a tal proposito, il Capitolo 9), la subsidenza, il rischio di intaccare risorse idriche con lunghi tempi di rinnovamento (Barlow e Reichard, 2010; Kinzelbach et al., 2003; Werner et al., 2013).

Ciascun sistema acquifero risponde alle forzanti climatiche in maniera differente a seconda dell'area geografica e dell'assetto idrogeologico. Gli impatti del CC sono dovuti essenzialmente alla variazione del regime di precipitazione e all'aumento della temperatura atmosferica. A livello regionale, queste variazioni incidono sull'ammontare di acqua che raggiunge il suolo, evapora o traspira verso l'atmosfera, viene stoccata come neve o ghiaccio, si filtra negli acquiferi, diventa ruscellamento superficiale e sub superficiale, alimenta il flusso di base dei fiumi. In altre parole, la temperatura atmosferica e le precipitazioni possono determinare variazioni su ricarica, immagazzinamento, portata e utilizzo delle acque sotterranee. Oltre a questi impatti sulla quantità della risorsa, si possono avere effetti anche sulla qualità della risorsa stessa e di conseguenza sulla effettiva disponibilità idrica dei sistemi acquiferi (vedi paragrafo 8.8). La previsione di queste variazioni è affetta da grande incertezza, a causa della difficoltà nel modellare la complessità

di questi processi e l'incertezza sulle proiezioni climatiche.

Il CC provoca anche l'innalzamento del livello del mare sulla scala di decine o centinaia di anni, dovuto principalmente all'espansione termica degli oceani e alla fusione delle calotte glaciali, (Mimura, 2013); l'impatto sugli acquiferi costieri può essere molto grave, soprattutto se esacerbato dalle attività antropiche che insistono sulle piane costiere (Antonioni et al., 2017). Le piane costiere infatti, costituite da depositi alluvionali (e poco consolidati) e caratterizzate da livelli piezometrici prossimi al piano campagna, sono frequentemente soggette a subsidenza a causa di intensi prelievi di acque sotterranee e/o opera di bonifica (Alam, 1996; Baeteman, 1994; Corbau et al., 2019; Teatini et al., 2016; Yan et al., 2020); inoltre, l'apporto di sedimenti può essere scarso a causa delle opere di regimazione delle acque interne (Bosselle et al., 2022; Ericson et al., 2006; Pellegrini et al., 2023a). Questi fattori possono contribuire all'aumento del livello marino sulla fascia costiera, che a sua volta aumenta il rischio di intrusione salina, oltre a comportare una serie di problematiche ulteriori quali alluvioni, liquefazione durante terremoti (Gulley et al., 2013), mobilitazione di sedimenti contaminati (Hill et al., 2023; Pellegrini et al., 2023b).

I paragrafi seguenti affrontano il tema dell'impatto diretto o indiretto del CC su ricarica, volumi e qualità delle acque sotterranee, oltre che sulla loro interazione con le acque superficiali.

Impatti del cambiamento climatico sul decremento di volume immagazzinato negli acquiferi

L'impatto dei cambiamenti climatici sul volume delle risorse idriche sotterranee può essere dovuto alla variazione dell'infiltrazione efficace (effetto diretto), oppure dovuto a diverse strategie di approvvigionamento idrico quale strumento di adattamento (effetto indiretto, Guyennon et al., 2016; Schewe et al., 2014; Taylor et al., 2013). Occorre inoltre sottolineare che l'entità dei prelievi idrici è condizionata anche da fattori non strettamente climatici, quali la crescita economica, lo stile di vita, lo sviluppo tecnologico, le pratiche di gestione idrica e le infrastrutture (Gerten et al., 2011; Schewe et al., 2014), rendendo quindi estremamente complessa una valutazione dell'impatto dei CC sulle risorse idriche sotterranee.

I cambiamenti climatici generano impatti sulle acque sotterranee secondo vari meccanismi.

A causa di precipitazioni abbondanti e concentrate in tempi ristretti, l'intensità di pioggia può eccedere la capacità di infiltrazione del suolo, saturandolo velocemente. Superata questa soglia, l'acqua che non riesce ad infiltrarsi "ruscella" raggiungendo potenzialmente corpi idrici superficiali. In situazioni di precipitazioni persistenti per lunghi periodi, il contenuto d'acqua nel suolo raggiunge valori prossimi alla saturazione per cui anche piogge di piccola entità possono determinare il superamento della capacità di infiltrazione.

Questi meccanismi incidono sull'attivazione o meno di percorsi preferenziali (De Carlo et al., 2024). Pertanto, rispetto a una condizione di piogge moderate e distribuite nel tempo, eventi piovosi intensi e di breve durata, determinano un aumento della percentuale di ruscellamento e una diminuzione dell'infiltrazione in falda;

sul lungo periodo, questo comporta la riduzione del volume immagazzinato negli acquiferi. Anche la diversa distribuzione delle precipitazioni nell'arco dell'anno va ad incidere negativamente sui tassi di infiltrazione efficace; la generale tendenza alla riduzione degli eventi meteorici nelle stagioni invernali e primaverili, insieme al relativo incremento nelle stagioni estiva e autunnale, favorisce l'evapotraspirazione. Quando si verificano eventi meteorici intensi dopo periodi siccitosi, a seconda del tipo di suolo e dell'intensità della pioggia, l'infiltrazione può essere ridotta dalla presenza di una "crosta" impermeabile sulla superficie del suolo (Abu-Awwad, 1997; Carmi e Berliner, 2008; Valentin e Bresson, 1992).

Per quanto riguarda l'aumento della temperatura atmosferica, i principali impatti sulle acque sotterranee sono i seguenti:

- **aumento dell'evapotraspirazione, che in termini di bilancio si traduce in una riduzione dell'infiltrazione in falda;**
- **perdita di manto nevoso che impatta l'approvvigionamento in aree montuose e pedemontane che utilizzano le acque di fusione nivale (Annella et al., 2023; Colombo et al., 2022; Diodato et al., 2020; IPCC, 2019; Rousselot et al., 2012; Schmucki et al., 2015; Steger et al., 2013).**
- **perdite di volumi idrici sotterranei per aumento dell'evaporazione dal tetto degli acquiferi freatici in contesti alluvionali superficiali (Kumar, 2012).**
- **aumento della domanda idrica per sostenere le colture agricole, e quindi aumento dei prelievi da pozzo o sorgente; a volte si provvede ad aumentare la profondità dei pozzi, con il pericolo di intaccare risorse più profonde che hanno tempi di rinnovamento maggiori e generalmente una più elevata salinità.**

Nell'ambito del calcolo delle componenti di bilancio, è opportuno sottolineare come la riduzione del manto nivale può ridurre significativamente la ricarica agli acquiferi. La fusione nivale genera un flusso costante di acqua che, a differenza delle piogge intense, riesce ad infiltrarsi nel terreno quasi interamente. Inoltre, poiché avviene in periodi in cui le temperature

sono ancora basse e la stagione vegetativa è agli inizi, le perdite per evapotraspirazione sono ridotte. Infine, l'alta albedo del manto nevoso protegge il terreno dall'assorbimento di una frazione significativa della radiazione solare, riducendo l'evaporazione dal suolo (Earman e Dettinger, 2011) e il suo riscaldamento così come quello dell'atmosfera.

Impatti del cambiamento climatico sull'interazione acque superficiali-sotterranee

I corsi d'acqua drenanti vengono alimentati generalmente dalle parti sommitali degli acquiferi a cui sono connessi; diminuzioni di ricarica (anche a causa dell'aumento di evapotraspirazione) o di immagazzinamento degli acquiferi, e quindi l'abbassamento del livello piezometrico (anche in relazione all'aumento dei prelievi), determinano la formazione di una zona insatura che disconnette le acque sotterranee da quelle superficiali, con conseguente riduzione del deflusso di base (*baseflow*) diretto ai fiumi (Scanlon et al., 2002; Barlow et al., 2012). L'aumento di temperatura atmosferica prevista dagli scenari di cambiamento climatico ha come effetto l'aumento dell'evapotraspirazione e, di conseguenza, dei prelievi per uso irriguo; rappresenta dunque un fattore di potenziale riduzione del deflusso di base dei fiumi.

In questa relazione, anche piccole variazioni di ricarica e immagazzinamento, e quindi modesti abbassamenti del livello piezometrico, possono portare una riduzione significativa di portata fluviale.

Nei climi aridi, l'evapotraspirazione nelle zone ripariali può determinare una riduzione del livello fluviale (e quindi di portata) nell'ordine delle decine di centimetri al mese (Winter, 2007). L'aumento dei prelievi può ridurre drammaticamente

la portata media annua del flusso di base sia in piccoli bacini (-78% in 30 anni, Beaver River, High Plains Aquifer System, U.S., a fronte di un declino piezometrico di 7-15 metri, con punte di 30 metri; Winter, 2007) che in bacini molto estesi (-59% in 45 anni, Fiume Gange, India, a fronte di una diminuzione del livello piezometrico di 0.3 ± 0.07 cm/anno, Mukherjee et al., 2018), o provocare l'annullamento del flusso di base totale (Sophocleous, 2000) o stagionale (Winter, 2007).

La riduzione del deflusso di base ai fiumi può portare inoltre una variazione delle temperature dell'acqua dei fiumi. Un aumento di temperatura delle acque superficiali può avere seri impatti sull'ecosistema, anche in virtù della variazione delle caratteristiche chimiche delle acque.

Un altro aspetto importante che agisce in particolare sugli acquiferi pedemontani è l'occorrenza di piogge intense che nel tempo riduce il trasferimento di acque di scorrimento superficiale verso i sistemi acquiferi. Essendo questa una componente di alimentazione preponderante in questi acquiferi, la sua riduzione può determinare significative perdite di potenziale idraulico che si ripercuotono anche sui sistemi più a valle, fino alle zone costiere, con possibili conseguenze anche sulla qualità della risorsa (Menichini e Doveri, 2020).

Strumenti modellistici di analisi e previsionali

Applicare strumenti modellistici per rappresentare il deflusso sotterraneo, implica l'aver ricostruito in precedenza un modello concettuale del sistema acquifero. Sulla base del modello concettuale, verranno poi calcolati i termini del bilancio, mediante metodi di calcolo che consentano di mettere in relazione i dati idrologici misurati sul terreno (misure di portata e li-

vello) con piogge e temperatura atmosferica. L'utilizzo di dati da satellite consente di aggiungere all'analisi del bilancio importanti informazioni spazialmente distribuite sulla dinamica idrica all'interfaccia suolo-atmosfera. Su particolari aree, si possono costruire modelli numerici che aiutano a gestire la risorsa simulando diversi scenari previsionali.

Il modello concettuale

Un modello idrogeologico concettuale è una rappresentazione semplificata del sistema acquifero elaborata sulla base di approcci multidisciplinari che coinvolgono metodologie geologiche, geofisiche, idrogeologiche e geochimiche isotopiche in grado di definire le geometrie del sistema acquifero, le principali componenti del bilancio e i processi in atto. Tutti i dati raccolti in letteratura o mediante campagne di misura e reti di monitoraggio quantitativo e qualitativo (informazioni stratigrafiche, proprietà idrauliche dell'acquifero, parametri fisico-chimici, geochimici e isotopici delle acque, dati idrologici, idrogeologici) dovranno quindi essere elaborati in maniera congiunta e integrata mediante tecniche statistiche e geostatistiche per analizzare le serie storiche e individuare massimi e minimi, estremi, trend a diverse scale temporali e spazializzazione.

Il modello concettuale elaborato individuerà quindi i processi in atto e sup-

porterà la quantificazione di afflussi e deflussi del sistema acquifero. Poiché i processi possono essere differenti a seconda del tipo di acquifero e del contesto geologico-ambientale, il tipo di approccio utilizzato può variare in funzione del diverso sistema acquifero in studio.

In sistemi acquiferi montani, ad esempio, per la definizione del modello concettuale risulta fondamentale lo studio e la ricostruzione delle idrostrutture che li costituiscono sulla base di carte geologiche disponibili e di nuova acquisizione, nonché l'esecuzione di rilevamenti specifici per lo studio dei sistemi di fratturazione che influenzano l'idrodinamica del sistema. Proprio per il tipo di idrodinamica legata alla forte anisotropia delle vie di circolazione (particolarmente evidente, ad esempio, per gli acquiferi carsici), l'utilizzo delle classiche metodologie idrogeologiche non è spesso appropriato o sufficiente. Risulta quindi fondamentale l'utilizzo di strumenti più

specifici, quali ad esempio gli isotopi della molecola dell'acqua, molto utili per la definizione delle aree di alimentazione e l'idrodinamica del sistema acquifero. Per utilizzare tali strumenti isotopici è necessario effettuare una caratterizzazione isotopica delle acque di infiltrazione mediante l'installazione di pluviometri totalizzatori o utilizzando sorgenti con portate dell'ordine dei litri al secondo, o inferiore, rappresentative di locali e limitati bacini di alimentazione (Doveri et al., 2013; Longinelli e Selmo, 2003; Mussi et al., 1998).

Nei sistemi acquiferi pedemontani, invece, è necessaria una ricostruzione del sottosuolo, mediante anche tecniche di stratigrafia sequenziale, sulla base delle informazioni stratigrafiche recuperate dai pozzi/piezometri presenti nell'area o di nuova acquisizione. Particolare attenzione dovrà essere rivolta ai rapporti con i corsi d'acqua superficiali alimentanti o drenanti il sistema acquifero. Dovranno quindi essere effettuate misure di portata dei corsi d'acqua a diverse distanze dall'entrata in pianura del fiume stesso e dovranno essere effettuati campionamenti stagionali *ad hoc* per una caratterizzazione chimica e isotopica delle acque del fiume e dell'acquifero. Oltre alle campagne stagionali, per lo sviluppo di un solido modello concettuale di questi sistemi, dovrebbero essere disponibili punti di monitoraggio in continuo dei corsi d'acqua superficiale (livelli idrometrici e portate) e di pozzi (livelli piezometrici e parametri fisico-chimici) ubicati in punti strategici per monitorare i rapporti fiume/falda.

Nei sistemi acquiferi delle pianure alluvionali e costiere, come per gli acquiferi pedemontani, il primo passo è quello di effettuare una ricostruzione del sottosuolo, anche mediante tecniche di stratigrafia sequenziale, sulla base delle informazioni stratigrafiche recuperate dai pozzi/piezometri presenti nell'area o di nuova acquisizione. L'esecuzione di campagne stagionali per la misura dei parametri fisico-chimici – misure idrogeologiche, campionamento acque su una rete di punti di acque superficiali e sotterranee per le successive analisi chimiche ed isotopiche) – permettono di avere a disposizione una serie di dati da elaborare in maniera congiunta e integrata per la definizione del modello concettuale di questi sistemi, i quali sono generalmente caratterizzati da un assetto multistrato in cui la circolazione potrebbe essere influenzata da diverse componenti di alimentazione e/o da processi in atto (come ad esempio, travasi da acquiferi montani e pedemontani, infiltrazione meteorica locale, interazione con reticoli di acque superficiali, processi di contaminazione diffusi o puntuali, ingressione marina).

Una volta definito il modello concettuale del sistema acquifero e individuati i principali processi che governano il flusso idrico sotterraneo, la rete di monitoraggio, eventualmente presente, potrebbe essere implementata da punti strategici e che ne permettano un migliore controllo sia in termini quantitativi che qualitativi.

Il calcolo delle componenti del bilancio

Il bilancio idrologico, in forma generale, esprime il principio di conservazione della massa d'acqua in un certo volume (il corpo idrico sotterraneo) e in un determinato intervallo di tempo:

$$P + Q_{in} = ETR + R + I + Q_{out} - W + \Delta S$$

eq. 8.1

ove: P è la precipitazione, Q_{in} sono gli afflussi al bacino, ETR è l'evapotraspirazione reale, I è l'infiltrazione efficace, R è il deflusso superficiale, Q_{out} sono i deflussi dal bacino, ΔS è la variazione di volume immagazzinato (nell'acquifero, negli invasi, nel suolo, nelle coltri nevose), W sono i prelievi antropici.

Tali termini vengono solitamente espressi in mm per unità di superficie e possono essere stimati a differenti scale spazio-temporali, grazie anche allo sviluppo dei sistemi GIS e di archiviazione dei dati acquisiti sia in campo che da remoto, nonché al recente sviluppo di scenari climatici in termini di pioggia e temperatura.

Le componenti dell'equazione (8.1) possono essere stimate annualmente, mensilmente o giornalmente, e talvolta a scala sub-giornaliera, a seconda dello scopo dell'analisi e dalla capacità di modellare i processi nello spazio e nel tempo.

L'infiltrazione efficace, ovvero la ricarica dell'acquifero, è in genere quantificata in mm di acqua accumulati per unità di superficie in un dato periodo di riferimento e può essere definita dall'equazione seguente:

$$I = P - (ETR + R)$$

eq. 8.2

Frequentemente, la ricarica è stimata a varie scale spaziali come media annua in un periodo di riferimento; se l'obiettivo è investigare particolari processi caratterizzati da una dinamica più rapida, può corrispondere anche a un anno idrologico o essere calcolata su base mensile.

La stima della ricarica può essere effettuata mediante metodi diretti o indiretti.

1. con i metodi diretti si assume che la portata in uscita dal sistema acquifero in un dato intervallo temporale sia equivalente all'infiltrazione efficace (Boni e Petitta, 1994; Boni et al., 1986). Di conseguenza, la ricarica è stimata dividendo il volume medio della portata dell'acquifero (corrispondente alla somma della portata delle sorgenti e dei deflussi sotterranei verso altri acquiferi) per la loro area di ricarica.

2. con i metodi indiretti la ricarica è stimata come percentuale della precipitazione, applicando un coefficiente empirico (Coefficiente di Infiltrazione Potenziale o CIP), che è posto in relazione con le differenti litologie caratterizzanti il corpo/sistema/ complesso idrogeologico di interesse).

3. la ricarica può essere stimata anche a partire dal calcolo delle altre componenti del bilancio idrologico (si veda, ad esempio: Rossi e Donnini, 2018; Rossi et al., 2022). Uno dei metodi maggiormente applicati in letteratura per la stima delle componenti del bilancio idrogeologico alla media e piccola scala, è quello di Thornthwaite e Mather (Mather, 1978; Mather, 1979; Thornthwaite, 1948), nel tempo modificato e integrato (Cabe e Markstrom, 2007; Dripps e Bradbury, 2007; Rossi e Donnini, 2018; Westenbroek et al., 2010), metodo che si applica a scala mensile e utilizza come dati principali di input le piogge e le temperature medie mensili.

L'evapotraspirazione è data dal processo attraverso cui le radici delle piante assorbono acqua dal suolo e la trasmettono agli apparati fogliari, e quindi all'atmosfera come vapore, più l'evaporazione dal suolo. È un processo influenzato da molte variabili, di tipo: colturale (funzione della specie vegetale, dello stadio di crescita, del numero di piante per m²), pedologiche (il contenuto di umidità del

terreno, che influenza il consumo idrico di una coltura, a parità di precipitazione e temperatura dipende da granulometria, stratificazione, porosità e spessore del suolo), e condizioni meteo-climatiche (temperatura, umidità relativa e ventosità). Per semplificare il calcolo, si ipotizza una condizione standard in grado di rimuovere la variabilità dovuta a fattori vegetazionali e pedologici, arrivando al concetto di evapotraspirazione potenziale di riferimento (Et_0), ovvero la quantità d'acqua (mm) evapotraspirata in un certo intervallo di tempo, da una superficie interamente coperta da una coltura di Festuca arundinacea con caratteristiche e condizioni di terreno "standard". In questa ipotesi, l'unica fonte di variabilità rimangono i fattori climatici, per cui si assume che l'evapotraspirazione potenziale di riferimento sia una misura della domanda l'acqua imposta dall'atmosfera alla coltura di riferimento. Per stimare l'evapotraspirazione potenziale delle altre colture (Et_c), si utilizzano degli appositi coefficienti colturali (K_c), specifici per ogni coltura e diversi per ogni suo stadio vegetativo, stabiliti dalla FAO:

$$Et_c = Et_0 \cdot K_c$$

eq. 8.3

L'evapotraspirazione potenziale può essere stimata con metodi diretti, ovvero a partire dalle altre componenti del bilancio; in questo caso, vista l'incertezza sulle varie componenti, il calcolo risulta piuttosto impreciso.

I principali metodi indiretti, da formule empiriche, esistenti in letteratura sono riportati in tabella 8.5.

L'acqua realmente perduta da una superficie per evapotraspirazione costituisce l'evapotraspirazione reale (ET_a), che può essere uguale o inferiore a ET_c , nel caso in cui l'acqua scarseggi e sia la capacità evaporante del suolo, sia la traspi-

razione delle piante, si riducono conseguentemente.

Da quanto descritto sinora risulta chiaro che l'evapotraspirazione costituisce uno dei parametri affetti da maggior incertezza tra le componenti del bilancio.

Occorre inoltre sottolineare che nell'equazione di bilancio 8.1 si assume, di fatto, che il termine di ricarica costituito dall'infiltrazione efficace, dunque dalla somma algebrica dei termini di precipitazione, evapotraspirazione e ruscellamento, costituisca un flusso in ingresso all'acquifero nel medesimo intervallo di tempo durante il quale vengono valutati gli altri termini di bilancio (ΔV , Q_{in} , Q_{out} , W), cioè assumendo che l'infiltrazione raggiunga istantaneamente la superficie di falda. Questa ipotesi equivale a mediare il meccanismo di filtrazione dell'acqua che percola nella zona insatura su un arco temporale sufficientemente lungo da approssimare le condizioni stazionarie. Sotto tale ipotesi, la componente transitoria dei processi di filtrazione nella zona insatura è considerata insignificante nel deflusso sotterraneo e quindi ignorato (Romano et al., 1999).

Tuttavia, in ambienti dove la zona insatura è particolarmente spessa (come in zone aride o nelle aree carbonatiche appenniniche, dove può superare le centinaia di metri), ignorarne il deflusso non è appropriato; infatti, la zona insatura ha un effetto di smorzamento del segnale di infiltrazione verso la falda, e può determinare un ritardo di alcuni mesi tra precipitazione e risposta dell'acquifero (Niswonger et al., 2006). Di conseguenza, considerare la velocità di deflusso verso la zona satura è molto importante per valutare gli impatti di periodi di prolungata siccità o piogge intense. La modellazione del deflusso nella zona insatura è trattata nel Capitolo 6.

Metodo	Temperatura	Umidità relativa	Vento	Eliofonia relativa	Radiazione globale	Radiazione netta	Radiazione astronomica	Evaporato
Thornthwaite, 1984	M							
Blaney e Criddle, 1952	M	S	S	S			M	
Radiazione solare	M	S	S	S	S			
Hargreaves (Hargreaves e Samani, 1985)	M						M	
Turc, 1961	M	M		S	M			
Penman-Monteith (Allen, 1988)	M	M	M	M		S		
Evaporimetro		S	S					M

Modellistica matematica delle acque sotterranee

In sistemi acquiferi particolari, quali ad esempio in zone soggette a prelievi per approvvigionamento idropotabile, oppure in aree fortemente inquinate e da sottoporre a bonifica, nonché in acquiferi costieri soggetti a intrusione salina, la modellistica numerica in ambito idrogeologico è utilizzata a supporto della gestione della risorsa idrica.

Un modello di flusso sotterraneo è la rappresentazione quantitativa del comportamento idraulico di un acquifero, e può essere di tipo statistico (o *data driven*, inclusi gli algoritmi Machine Learning o Deep Learning) oppure fisicamente basato. La scelta del tipo di approccio avviene successivamente alla definizione degli obiettivi, all'analisi dei dati disponibili e all'elaborazione del modello concettuale di riferimento. La principale differenza tra i due approcci è che i metodi statistici e *data driven* sono *process independent*, ovvero individuano le relazioni matematiche tra parametri del sistema acquifero (e mirano a ricostruire serie di livello e portata a partire da altre serie di dati di precipitazione, temperatura, prelievi) senza tenere conto dei processi fisici che regolano il sistema stesso. I modelli fisicamen-

te basati (o a parametri distribuiti, quali ad esempio: MODFLOW: Harbaugh et al., 2000; McDonald e Harbaugh, 1988; FEFLOW: Trefry e Muffels, 2007) lavorano invece in funzione delle caratteristiche degli acquiferi ricostruite in 2D o 3D, di dataset climatici spazialmente distribuiti e soprattutto di un modello concettuale di base precedentemente sviluppato; sono, di fatto, rappresentazioni del sistema idrogeologico tramite equazioni matematiche all'interno di una griglia di calcolo. Mediante l'introduzione di variabili di input (condizioni al contorno, come ricarica o livelli fluviali), il modello risolve queste equazioni, ottenendo output quali livelli piezometrici e portate.

È importante che i modelli numerici, affinché siano un supporto valido alla formulazione di scenari previsionali e quindi ai fini gestionali, siano calibrati. La calibrazione del modello è finalizzata a selezionare il set di parametri che riproduce i dati osservati con un predefinito grado di accuratezza, tenendo conto anche della quantità, densità e qualità dei dati disponibili (Moore and Doherty, 2005; Romano et al., 2021). Le tecniche per la calibrazione dei modelli di flusso vanno dal

Tabella 8.5

Metodi empirici per la stima dell'evapotraspirazione potenziale, che utilizzano valori misurati (M) o stimati (S) per le variabili che entrano in calcolo.

“trial-and-error” (Hill e Tiedeman, 2006) a software che risolvono problemi inversi (ad esempio, PEST Doherty, 2002; UCODE: Poeter e Hill, 1999). La calibrazione consente di affinare i parametri del modello, e di confermare o scartare le ipotesi concettuali, in un processo iterativo che porta verso una ottimizzazione della rappresentazione del sistema idrogeologico. Infine, è molto importante la fase di validazione, nella quale il modello viene testato con un dataset di input differente da quello usato in calibrazione, per verificare l'efficacia della simulazione anche al variare delle condizioni al contorno, e quindi la correttezza di scenari previsionali.

Considerazioni sulla scelta del tipo di modello

Come detto in precedenza, i modelli numerici richiedono lo sviluppo di un modello concettuale di base e molti dati sulle caratteristiche degli acquiferi, sui dati idrologici e climatici; inoltre, le fasi di calibrazione e validazione possono essere procedure molto sofisticate, proprio perché implicano il controllo su tanti parametri.

Tuttavia, essendo fisicamente basati, lavorano con una rappresentazione del sistema mediante equazioni fisiche che vincolano l'output. In questo senso, possono lavorare anche con dataset limitati, ma in questo caso i risultati saranno affetti da grande incertezza; i tempi di calcolo possono essere molto lunghi. Nonostante queste limitazioni, i modelli numerici sono ad oggi lo strumento apparentemente più adatto per simulazioni a scala regionale o di bacino, per confermare ipotesi sull'idrodinamica del sistema, per analizzare il bilancio complessivo degli acquiferi (Di Salvo, 2022).

Di contro, i modelli *data-driven* necessitano di grandi quantità di dati per la fase di allenamento, e non richiedono una conoscenza del sistema fisico; i tempi computazionali sono brevi e, specie nel caso degli

algoritmi Machine Learning, l'accuratezza dei risultati è spesso maggiore rispetto ai modelli a parametri distribuiti (Mohammadi, 2008). Tali modelli possono restituire risultati molto accurati in posizioni localizzate dell'acquifero, e quindi sono utili in fase decisionale, per rispondere a specifiche domande sul comportamento del sistema. Nei contesti in cui si hanno a disposizione pochi dati per ricostruire il modello concettuale, ma lunghe serie di misure su almeno qualche punto, ed è più importante ottenere previsioni accurate piuttosto che comprendere il sistema fisico, questi modelli sono una valida alternativa ai modelli fisicamente basati. Probabilmente, l'approccio combinato di entrambi i modelli costituisce la strategia di modellazione migliore (Fienen et al., 2016; Menichini et al., 2022).

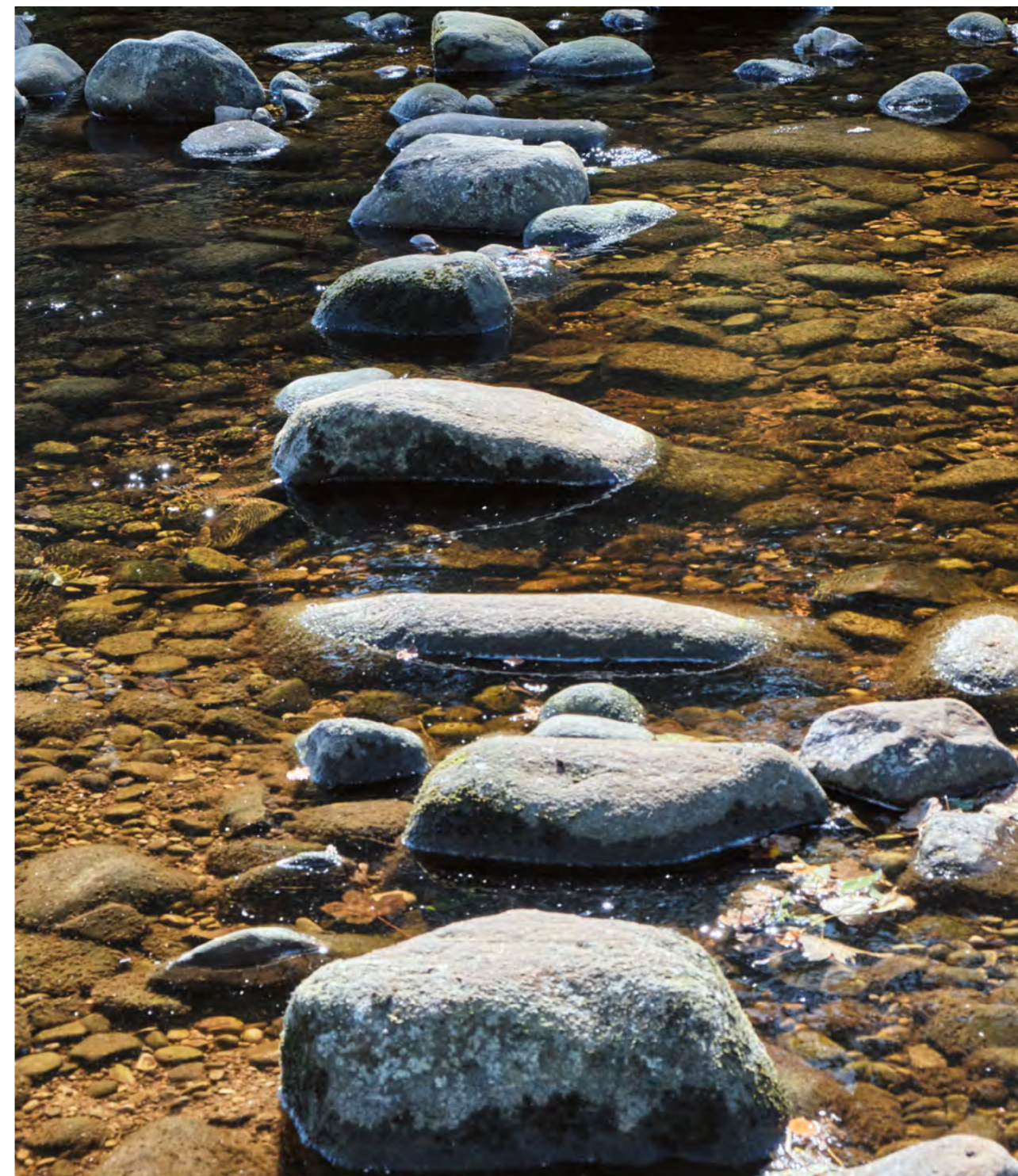
Quale che sia l'approccio scelto, è importante che l'incertezza associata ai risultati di un modello sia valutata in termini numerici, stimandone il possibile intervallo (Romano et al., 2021). L'analisi di sensibilità consiste nel quantificare l'incertezza nella stima di ciascuno dei parametri idrogeologici e delle variabili forzanti e stimare la conseguente incertezza sui valori modellati.

In modelli fisicamente basati, le fonti di incertezza sono molte, in quanto il numero di parametri in gioco è elevato. Seppure in maniera un po' grossolana, è possibile identificare le seguenti fonti di incertezza:

- sui dati osservati (Ajami et al., 2007; Kavetski et al., 2006a; Kavetski et al., 2006b; Krzysztofowicz, 1999; Trolborg, 2010, Wu e Zeng, 2013);
- sui parametri del modello (Beven e Binville, 1992; Hassan et al., 2009; Vrugt et al., 2003);
- sul modello concettuale (Neuman e Wierenga, 2003, Rojas et al., 2008).

Refsgaard et al. (2012) propongono una valutazione delle tecniche per la quantificazione dell'incertezza legata alla struttura geologica (*multiple modeling*, manuale o stocastico) e ai parametri del modello (analisi Monte Carlo, analisi regressive e *moment equation approach*); questi tipi di incertezza includono, implicitamente, tutte le categorie di incertezza descritte.

Nel caso dei modelli *data driven*, il processo fisico non è considerato, e dunque alcune fonti di incertezza, ad esempio quelle legate alla struttura geologica o al bilancio idrogeologico, sono escluse. Tuttavia, permangono le fonti di incertezza sulla stima e sui dati presi da letteratura, associate ai dataset per effettuare il training dei modelli o per le analisi regressive. Inoltre, rimangono fonti di incertezza legate ai dati osservati.



Impatti dello stato quantitativo sulle caratteristiche qualitative

La qualità delle acque sotterranee può subire significative variazioni legate all'evoluzione delle quantità idriche in acquifero, a sua volta ricollegabile ai cambiamenti climatici.

Ne è un esempio l'incremento di salinità e nitrati nelle acque sotterranee registrato in aree agricole con la ripresa delle precipitazioni, a seguito di prolungati periodi siccitosi; quest'ultimi favoriscono di fatto l'accumulo nel suolo di sali e sostanze azotate, che vengono poi disciolti e presi in carico dalle successive acque d'infiltrazione (si veda a tal proposito il box di approfondimento sul "periodo siccitoso 2003-2007 nel bacino del fiume Po").

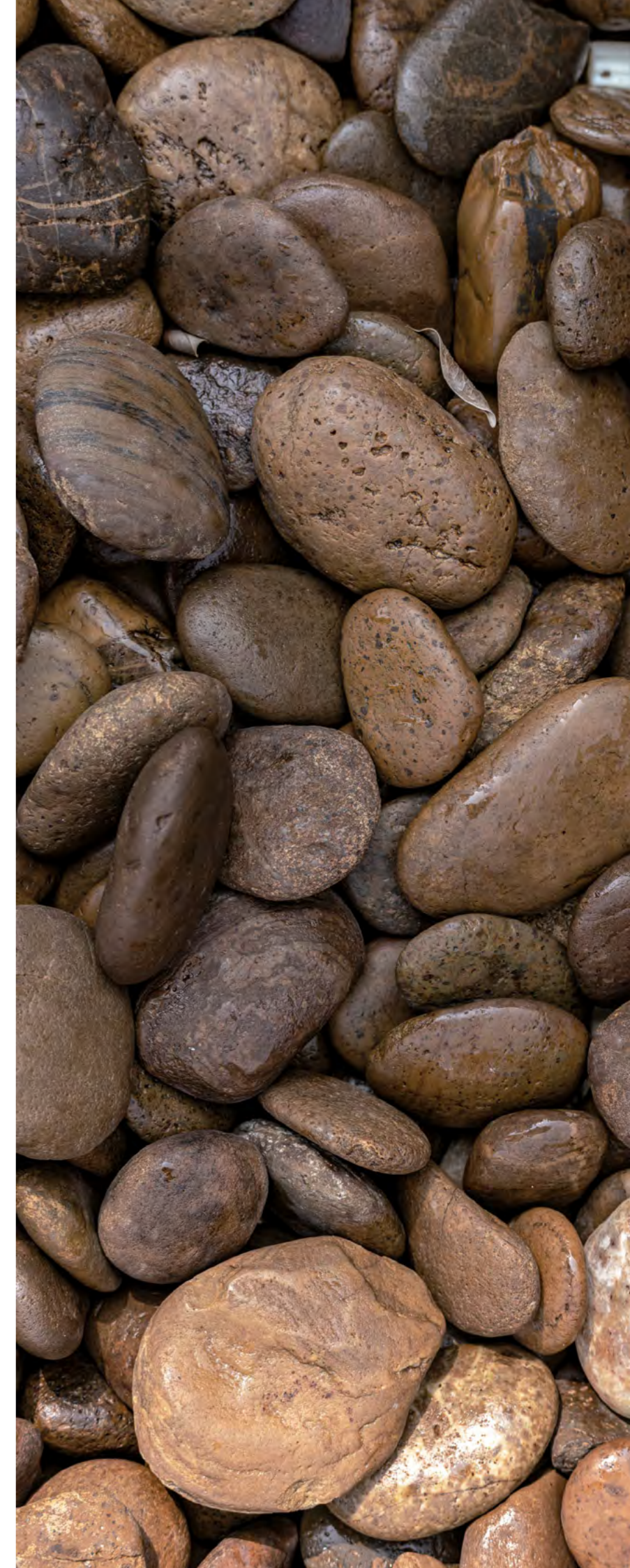
Vi sono inoltre contesti in cui il risultato della qualità idrica in acquifero è legato alla combinazione tra due o più componenti di alimentazione e una di queste risulta più suscettibile alle variazioni quantitative determinando quindi un prodotto finale di mescolamento variabile in termini di qualità. È questo il classico comportamento che è possibile riscontrare negli acquiferi pedemontani. Qui l'azione disperdente dei corsi d'acqua provenienti dalle aree montane con acque piuttosto diluite e di buona qualità generalmente si sovrappone in acquifero alle locali acque d'infil-

trazione diffusa su un territorio piuttosto antropizzato e/o a vocazione agricola. Persistenti periodi siccitosi, e in generale regimi climatici estremi, possono rendere la componente di alimentazione dei corsi d'acqua del tutto secondaria con il risultato di un peggioramento delle acque di falda a causa della maggiore incidenza della peggiore qualità della componente di origine locale. È questo il caso riscontrato in alcuni sistemi acquiferi pedemontani in Toscana settentrionale e nell'Alta Pianura Veneta (Menichini e Doveri, 2020). In un contesto in cui gli eventi estremi stanno incrementando, questi processi sono destinati a diventare sempre più determinanti nel destino qualitativo della risorsa, dal momento che l'efficienza dei corsi d'acqua nella ricarica dell'acquifero risulta nel complesso diminuire, sia per i periodi siccitosi, sia per quelli con intense precipitazioni che determinano rapidi deflussi superficiali in gran parte recapitati in aree più a valle o addirittura direttamente a mare. Data la conformazione della penisola italiana, il relativo decremento della ricarica degli acquiferi pedemontani può avere ripercussioni nel medio-lungo periodo sulla qualità delle acque sotterranee nelle zone costiere. La diminuzione del carico idrostatico in acquifero nelle parti più interne della pianura si traduce di fatto

con un decremento piezometrico anche nei sistemi costieri, con conseguente incremento dell'ingressione marina, sia per avanzamento del cuneo salino dalla linea di riva, sia per richiamo di acque di mare che risale il letto dei fiumi (Menichini e Doveri, 2020).

Meccanismi simili in cui l'ingressione marina in acquifero avanza in risposta a trend di decremento dei carichi piezometrici sono stati evidenziati, in zone particolarmente sensibili quali le piccole isole, in relazione alla variazione dei regimi pluviometrici stagionali che determinano maggiori tassi di evapotraspirazione a discapito dell'infiltrazione efficace (Doveri et al., 2023).

Sono infine da ricordare i sistemi acquiferi interessati da significative forme carsiche che li rendono particolarmente vulnerabili in termini di qualità della risorsa idrica sotterranea nei confronti dei regimi climatici estremi. L'idrodinamica di questi sistemi è molto variabile in funzione dei regimi di piovosità, ovvero di ricarica. In risposta a piogge intense, si attivano circuiti idrici ipogei molto veloci, che oltre a determinare consistenti incrementi di portate alle sorgenti provocano un significativo intorbidamento delle acque sorgive (Doveri et al., 2019b) e loro conseguente esclusione dall'eventuale sistema di approvvigionamento idropotabile, quando presente. Per contro, nei lunghi periodi siccitosi le portate sorgive si riducono marcatamente e in molti casi in queste condizioni di magra prevale o è importante il deflusso di una componente di base generalmente riconducibile a una circolazione più lenta e profonda nel sistema, e che può essere influenzata qualitativamente da mineralizzazioni associabili al substrato impermeabile fino a condizioni di superamento di limiti di potabilità chimica (Doveri et al., 2021; Ghezzi et al., 2019).



Il periodo siccitoso 2003-2007 nel bacino del fiume Po. Implicazioni sulle acque sotterranee

L'analisi idrogeologica eseguita da Doveri et al. (2018) nell'area torinese del bacino del Po ha messo ben in evidenza gli effetti sul sistema acquifero, in termini sia di quantità che qualità delle acque, determinati da persistenti condizioni di bassa piovosità.

Dalla Figura 8.4 ripresa dal citato studio si può sintetizzare quanto segue:

- le limitate precipitazioni in anni consecutivi del periodo 2003-2007 hanno determinato un generale e continuativo decremento dei livelli saturi in acquifero. Con la ripresa su valori medio-alti della piovosità nel 2008, i livelli piezometrici hanno subito una repentina risalita;
- in risposta al particolare regime pluviometrico e idrodinamico in falda, nel 2008 si verifica un evidente e repentino incremento dei contenuti in cloruri e nitrati nelle acque sotterranee, e negli anni successivi una lenta diluizione di queste concentrazioni.

Queste relazioni sono interpretabili come il risultato di una salinizzazione e accumulo di sostanze nutritive (verosimilmente legate alla vocazione agricola del territorio) nella parte insatura dell'acquifero durante le condizioni siccitose del periodo 2003-2007 e una successiva dissoluzione di questi sali e sostanze con l'incremento dello spessore saturo nel sistema come conseguenza della ripresa delle precipitazioni nel 2008.

Il contesto idrodinamico e idrostrutturale, che pone almeno localmente il fiume Po come livello idrogeologico di base del sistema, suggerisce inoltre che gli effetti climatici su qualità e quantità delle acque sotterranee possono indirettamente ripercuotersi sul regime quali-quantitativo del fiume stesso.

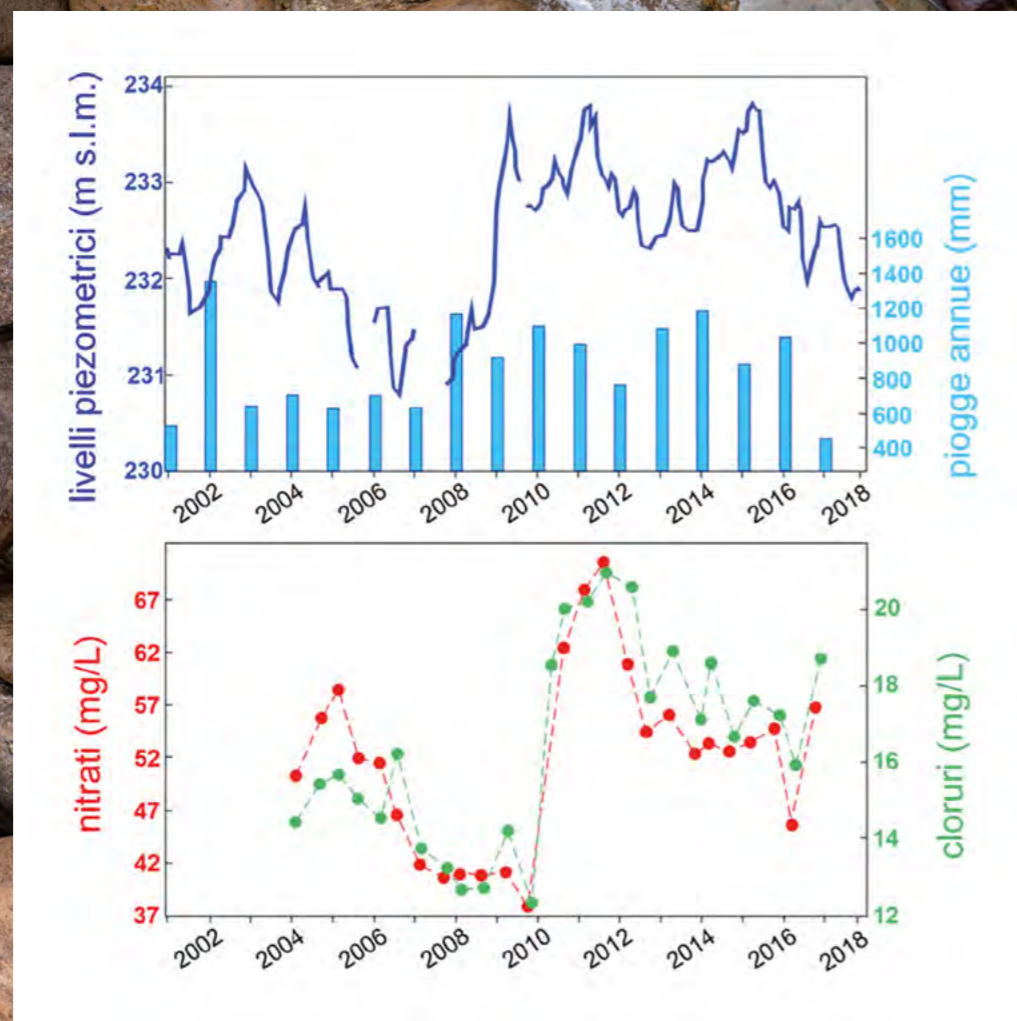


Figura 8.4

Pioggie annue, livelli piezometrici, concentrazioni in nitrati e in cloruri di un pozzo presente nel bacino del fiume Po in prossimità della Città Metropolitana di Torino (modificato, da Doveri et al., 2018)

Principali deficit informativi e difficoltà inerenti al calcolo dei termini del bilancio

Esistono alcune limitazioni importanti a una stima robusta delle componenti del bilancio idrogeologico, dovute essenzialmente a:

- disomogeneità nella copertura delle reti di monitoraggio;
- mancanza di conoscenza sugli effettivi prelievi idrici e incertezza sulle stime dei fabbisogni;
- incertezza legata alla stima di alcuni parametri (evapotraspirazione; livelli piezometrici in condizioni dinamiche).

Come riportato nel paragrafo 8.4.3, e come ribadito nei documenti rilasciati dagli Osservatori permanenti per gli utilizzi idrici (Mariani et al., 2018), nel contesto italiano manca una copertura sufficiente di dati di monitoraggio piezometrico e di portata di fiumi e sorgenti; questo limita la possibilità di calcolare il bilancio idrogeologico attuale in molti contesti, e di valutare le tendenze dello stato quantitativo della risorsa.

In secondo luogo, il calcolo del bilancio è affetto dall'incertezza sui volumi di acque sotterranee effettivamente prelevati (si veda a tal proposito il Capitolo 11). A titolo esemplificativo, i prelievi per scopi irrigui, soprattutto nelle aree a forte frammentazione delle proprietà agricole (quali ad esempio la piana Pontina), sono spesso non dichiarati, e le valutazioni complessive dei volumi prelevati sono effettuate con stime piuttosto che con misure dirette (Tecnostudi Ambiente S.r.l., 2022; Zucaro e Nencioni, 2007). Anche i pre-

lievi per scopi idropotabili sono spesso affetti da incertezza; i dati comunicati dagli Enti gestori possono essere espressi come media su un certo arco temporale, e questo limita la possibilità di calcolare la relazione afflussi-deflussi al netto dei prelievi con definizione temporale accurata.

Nei contesti caratterizzati da un forte sfruttamento delle falde, per lo più libere, come gli acquiferi alluvionali o alcuni acquiferi vulcanici (quali i contesti vulcanici laziali), le misure piezometriche sono effettuate in condizioni dinamiche, quindi risentono del cono di emungimento temporaneo che si crea attorno ai pozzi in funzione: ne consegue che in questi casi la piezometria misurata non può essere utilizzata per calcolare la variazione di immagazzinamento dell'acquifero (dovuto alle variazioni di ricarica e prelievi) sul medio-lungo periodo.

Alcuni termini del bilancio, e in particolare l'evapotraspirazione reale, sono difficilmente calcolabili con precisione, poiché dipendono da molti fattori variabili nel tempo e nello spazio (paragrafo 8.4.2); è importante tenere conto di questa incertezza, se possibile stimandola e quantificandola nei risultati di calcolo del bilancio.

Solo disponendo di dati di monitoraggio delle grandezze idrologiche e degli utilizzi in modo continuo e spazialmente omogeneo è possibile alimentare un modello di bilancio in tempo reale e quindi

calcolare la quantità di risorsa in un certo corpo idrico, o quantificare situazioni di siccità, al fine di intraprendere azioni di gestione, come rivedere le concessioni in essere e redistribuirle in maniera sostenibile, anche in funzione dei requisiti ecologici necessari al mantenimento della biodiversità e dei servizi ecosistemici (Mariani et al., 2018).

Infine, è opportuno sottolineare la disconnessione tra soggetti con competenze modellistiche (nella maggior parte dei casi figure professionali e ricercatori) e organismi preposti alla gestione della risorsa. In troppe regioni italiane, la modellistica numerica non viene recepita o

utilizzata quale strumento di affinamento del calcolo del bilancio e strumento gestionale. Sarebbe auspicabile un maggiore sforzo per scambiare conoscenze e informazioni, in un percorso che miri, come già accade in altri paesi, ad acquisire o valorizzare le opportune competenze all'interno di Regioni e Autorità di distretto, per rendere completa ed efficiente la catena di operazioni che va dalla costruzione del modello concettuale, alla progettazione della rete di monitoraggio, al calcolo delle componenti del bilancio, alla modellistica numerica, alla formulazione di scenari previsionali, fino alla gestione della risorsa.

Modalità alternative di approvvigionamento idrico sotterraneo

In questo paragrafo verranno descritte modalità di approvvigionamento idrico sotterraneo alternative, quali tecniche mirate ad incrementare lo stoccaggio di acque sotterranee, favorendo sia la ricarica di acquiferi (ricarica controllata) sia la ritenzione del deflusso naturale (dighe sotterranee). Inoltre, si descrivono gli acquiferi offshore quale possibile fonte alternativa di approvvigionamento idrico, ad oggi poco esplorata. Relativamente a questi aspetti vengono evidenziati i principali gap conoscitivi o le problematiche in studio, che attualmente ne limitano l'uso.

Ricarica controllata degli acquiferi (Managed Aquifer Recharge, MAR)

Col termine "ricarica controllata degli acquiferi" ci si riferisce a una serie di metodi per mantenere, proteggere e migliorare lo stato di sistemi acquiferi potenzialmente o attualmente sotto stress (Dillon et al., 2019). Finalità specifiche possono essere l'aumento del volume acquifero disponibile, il contrasto di fenomeni di subsidenza o intrusione salina, il miglioramento della qualità delle acque contaminate, il miglioramento degli ecosi-

stemi associati al sistema acque superficiali-sotterranee.

Esistono molti tipi di sistemi di MAR per i quali si fa riferimento alla letteratura disponibile (Australian Guidelines, 2009). Quelli attualmente in uso in Italia sono i sistemi di ricarica tramite pozzi, infiltrazione da ponds, derivazione da fiumi, filtrazione da argini (Severi et al., 2016).

Si sottolinea l'importanza della ricerca di base per la progettazione di sistemi MAR adeguati, che deve essere sito specifica passando attraverso una caratterizzazione dettagliata dell'acquifero sul quale si deve intervenire (Caputo et al., 2024; De Carlo et al., 2024, Xanke et al., 2016).

Per quanto riguarda l'efficacia di questi sistemi, la ricarica osservata in alcuni impianti MAR italiani, relativi a sistemi di infiltrazione da pond in acquiferi multistrato e misti confinato-freatici, varia tra il 5.5% della ricarica naturale (sistema nella conoide di Marecchia, Emilia-Romagna, capace di infiltrare un volume di 1.8 Mm³/anno, Severi et al., 2016) e l'1.5% della ricarica naturale. (sistema MAR nell'acquifero del Fiume Cornia, capace di infiltrare 0.6 Mm³/anno, Rossetto et al., 2021).

La potenziale ricarica simulata da modelli numerici per il sito di Mereto, in Friuli, è di 4.3 Mm³/anno, corrispondente ad appena lo 0.2% della ricarica naturale (Teatini et al., 2016).

Sebbene la tecnica sia in uso dagli anni '50 del secolo scorso, e trovi largo impiego anche in Italia, ci sono ancora questioni irrisolte da studiare per garantire l'efficienza di questi sistemi, in particolare riguardo a:

- riduzione nel tempo dei tassi di ricarica a causa della riduzione della conducibilità idraulica (*clogging*). Il *clogging* avviene per via di processi fisici, biologici, chimici e meccanici (Lippera et al., 2023; Rinck-Pfeiffer et al., 2000). La riduzione di permeabilità può verificarsi sia alla base dei bacini di ricarica, sia nei pozzi di ricarica all'interfaccia pozzo-acquifero, sia nel letto del fiume nei sistemi di filtrazione da argine (Lippera et al., 2023);

- limitazioni sull'utilizzo di acque reflue depurate per la ricarica sotterranea, dovuto a restrizioni sui requisiti qualitativi indicati dalla normativa europea e nazionale (D.M. 100/2016).

Dighe sotterranee

Le dighe sotterranee sono strutture che, ostruendo il naturale deflusso sotterraneo, consentono di trattenere acqua nel sottosuolo, aumentando localmente il volume degli acquiferi; sono dunque sistemi usati per creare serbatoi di acqua disponibile per i vari usi. I principali vantaggi rispetto agli invasi superficiali sono (Nishigaki et al., 2004; Onder e Yilmaz, 2005; Osuga, 1997; Prinz e Singh, 2000):

- riduzione o azzeramento delle perdite per evaporazione;
- attenuazione delle variazioni termiche nell'acqua, dovute alla temperatura atmosferica;
- lunga durata del sistema, in quanto non si verifica l'accumulo di sedimenti fini che col tempo tendono a ridurre il volume dell'invaso;

- bassa suscettibilità alla contaminazione;
- non si impedisce lo sviluppo di attività sulla superficie;
- basso costo di realizzazione;
- generale buona accettazione dal punto di vista sociale.

I principali svantaggi sono i seguenti:

- abbassamento del livello piezometrico a valle della diga, con potenziali ripercussioni quali subsidenza dei terreni e intrusione salina;
- fenomeni di liquefazione in concomitanza di eventi sismici, a causa della ritenzione di acqua in terreni sabbiosi;
- impatti sulle infrastrutture in superficie dovuti all'incremento delle pressioni interstiziali;
- minore volume stoccato rispetto alle dighe superficiali;
- difficoltà tecniche sul controllo di qualità delle acque e della struttura a causa dell'invisibilità dell'invaso.

Sono particolarmente utili in aree aride, o con alternanza di stagioni secche e umide, e in aree costiere, dove il deflusso di acque dolci viene disperso in mare, e possono significativamente contribuire a contrastare l'intrusione marina (Chang et al., 2019).

L'impiego di dighe sotterranee è particolarmente diffuso in nazioni estere come Giappone, Corea, Cina e India, mentre in Italia non risultano presenti. La progettazione di dighe sotterranee non può prescindere da una caratterizzazione dettagliata mediante indagini geofisiche, misure piezometriche, e calcoli di bilancio; infine, gli impatti delle dighe sul sistema acquifero vanno opportunamente valutati mediante modelli numerici di flusso (Onder, 2005). Poiché gli studi sulla qualità delle acque delle dighe sotterranee sono limitati, è necessario implementare un monitoraggio di lungo termine a seguito della loro costruzione.

Le dighe sotterranee in acquiferi carsici possono necessitare di maggiori accortezze, a causa della fratturazione diffusa o della presenza di reticoli di condotti (Milanovic, 2004). Le tecniche in questo caso comprendono l'ostruzione di condotti naturali, lo scavo di nuovi condotti, l'impermeabilizzazione su larga scala. Nei contesti carsici sono documentati problemi legati ad allagamento in superficie di aree prossime alla diga (Milanovic, 2004), collasso dovuto ad aumento delle pressioni interstiziali durante l'iniezione nei sistemi carsici; salinizzazione delle acque in suoli salini, che può aggravarsi a seguito dell'aumento di evaporazione in sistemi di stoccaggio sub superficiali; in particolari contesti geologici, la salinizzazione può avvenire anche a causa del contatto delle acque stoccate con strati geologici salini. La stessa cosa può verificarsi con la mobilitazione di nitrati da parte delle acque che contribuiscono alla ricarica del *reservoir*. In generale, le problematiche connesse a questo tipo di intervento sono piuttosto complesse e vanno affrontate col supporto di opportune indagini (indagini idrogeologiche, speleologiche, geofisiche, mappatura dei percorsi di deflusso con traccianti)

Nella letteratura estera esistono altri esempi di *reservoir* sotterranei, come quelli che utilizzano miniere abbandonate (Álvarez et al., 2018; Zhang et al., 2021).

Gli acquiferi offshore

I sistemi di acquiferi *offshore* possono essere un elemento chiave e non convenzionale per fare fronte alla crescente domanda di acqua potabile soprattutto durante periodi di intensa siccità. Stime di volume hanno mostrato che i sistemi di acquiferi *offshore* possono raggiungere i 10⁶ km³ a scala di globo, ovvero un ordine di grandezza maggiore rispetto al volume di acque sotterranee estratte globalmente da acquiferi in continente (Adkins et al., 2002; Cohen e Lobo, 2013; 2010;

Post et al., 2013). Il volume è probabilmente sottostimato in quanto spesso non si considera la parte più distante di questi sistemi *offshore* (acquiferi fossili), ma i soli settori in cui il meccanismo di ricarica è l'infiltrazione di acque meteoriche.

I migliori esempi studiati di acquiferi *offshore* in piattaforma continentale sono: quello presente al largo di New Jersey (USA) (Lofi et al., 2013; Mountain et al., 2010; Van Geldern et al., 2013), quello che si estende per circa 60 km lungo la costa meridionale della Nuova Zelanda (Fulthorpe et al., 2011; Micallef et al., 2020), raggiungendo spessori di 250 metri e che potrebbe avere volumi dell'ordine dei 100 km³ (Haroon et al., 2018), che ha una probabile origine meteorica, mentre l'età giovane delle acque sotterranee sulla costa suggerisce un ricaricamento attivo al momento attuale (Stewart et al., 2002).

Nonostante il potenziale dei sistemi di acquiferi *offshore* in un contesto di cambiamento globale, e l'enorme mole di dati acquisiti dall'Ente nazionale idrocarburi (ENI) e dagli istituti nazionali operanti in mare, molti fattori inerenti agli acquiferi *offshore* rimangono inesplorati, quali ad esempio volume, geometria, estensione e distribuzione spaziale, parametri idraulici, nonché processi e ambienti deposizionali che hanno governato la loro formazione (Campo et al., 2024; Lipparini et al., 2023).

Le tecnologie disponibili per la ricostruzione e la caratterizzazione di acquiferi in piattaforma *offshore* riguardano metodi geofisici (Micallef et al., 2021), geochimici, stratigrafici e di modellazione. Strumenti di ultima generazione permettono l'acquisizione di dati elettromagnetici attraverso trasduttori e ricevitori trainati a pochi metri dalla superficie del mare garantendo l'ispezione di ampie

aree di piattaforma in relativamente poco tempo (Mercorella et al., 2023). Una delle metodologie che attualmente si utilizza è la stratigrafia sequenziale, utilizzata al fine di costruire modelli geologici che mettono in luce la distribuzione, connettività e conducibilità di sistemi di acquiferi (ad esempio: Boyd et al., 1989; Campo et al., 2020; Campo et al., 2024; Eberli et al., 2002; Pellegrini et al., 2017). Attualmente, non esiste alcun monitoraggio continuo per gli acquiferi *offshore*, in quanto la ricerca è agli albori e prevalentemente incentrata sull'esplorazione e caratterizzazione degli acquiferi, piuttosto che sul monitoraggio delle acque dolci in essi contenute.

Si stima che circa il 20% del volume calcolato per gli acquiferi *offshore* (212 000 km³) abbia una salinità inferiore a 10 PSU. La presenza di acqua salmastra è stata documentata anche in acquiferi ad oggi riconosciuti a largo delle coste italiane (Campo et al., 2024; Lipparini et al., 2023). Questo suggerisce che una parte significativa dell'acqua negli acquiferi *offshore* potrebbe avere una bassa salinità e potrebbe quindi necessitare di un processo di desalinizzazione a più basso costo (Arico et al., 2021) per renderla potenzialmente adatta a usi diversi.

Per quanto riguarda l'Italia, l'identificazione di potenziali riserve di acqua dolce presenti lungo le piattaforme continentali sommerse è ancora agli albori, sebbene diversi enti di ricerca stiano lavorando per un'ampia comprensione del loro potenziale (Bertoni et al., 2020; Campo et al., 2020; Campo et al., 2024; Giustiniani et al., 2022; Mercorella et al., 2023). Recenti studi hanno documentato la presenza di acquiferi *offshore* in corrispondenza del Canale di Malta e lungo la piattaforma del Mare Adriatico. Nel primo caso, il volume dell'acquifero presente entro i primi 50 km dalla linea di costa è di circa 17.5 km³. Tale acquifero coincide con la For-

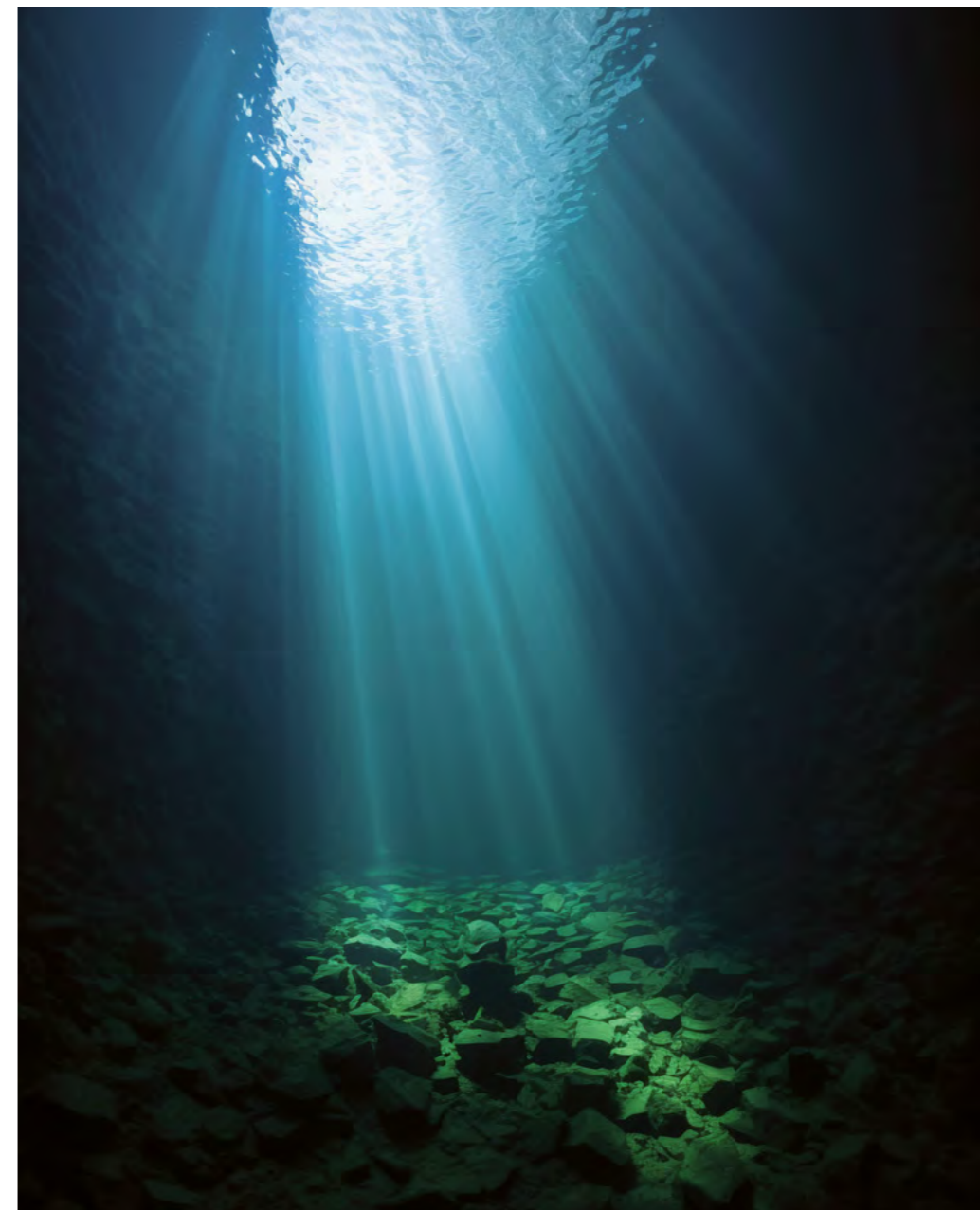
mazione di Gela per la quale dati di pozzo indicano la presenza di acqua fresca/salmastra (Lipparini et al., 2023). Acquiferi *offshore* sono stati identificati anche in nord Adriatico per i quali però manca ancora una stima del volume (Giustiniani et al., 2022). Per quanto riguarda il centro Adriatico, recenti studi hanno messo in luce potenziali acquiferi *offshore* che si estendono su un'area di 5600 km² per un volume totale di circa 60 km³ (Campo et al., 2024); correlazioni terra-mare di sezioni geologiche suggeriscono che l'acquifero sia direttamente ricaricato nei settori appenninici prospicienti la zona di costa e potrebbe contenere circa 16 km³ di acqua. Informazioni riguardanti la natura dell'acqua presente in questi corpi di origine fluviale e a granulometria grossolana indicano la presenza di acqua salmastra. Questo acquifero è verticalmente confinato tra due unità a bassa permeabilità che prevengono l'intrusione di acqua salata marina (Campo et al., 2024). Attualmente, la mancanza di misure dirette (ad esempio tramite pozzi esplorativi) lascia molte domande aperte circa i loro parametri idraulici (conducibilità, porosità, coefficiente di immagazzinamento), così come rispetto a tempi di ricarica e meccanismi associati. I modelli geologici ad oggi ricostruiti per gli acquiferi *offshore*, infatti, necessitano di una validazione attraverso indagini dirette quali prove di pompaggio, analisi isotopiche e di salinità delle acque.

I modelli idrologici sviluppati per quantificare il flusso di acqua dolce in ambiente marino-costiero e i problemi di intrusione salina (Bear et al., 1999; Michael et al., 2016), assumono che i sistemi siano in equilibrio con il livello del mare attuale, e simulano interfacce acqua dolce-acqua salata che si estendono generalmente dalla linea di costa verso terra, con un flusso sottomarino di acqua sotterranea che avviene principalmente nell'ambiente costiero. Alcuni di questi modelli incor-

porano l'eterogeneità geologica, sia in modo esplicito (ad esempio: paleocanali, Yu e Michael, 2019) che come anisotropia scalata nella permeabilità (come nel caso di condotti carsici, Xu et al., 2018) e sono in grado di riscontrare elementi geologici capaci di portare l'acqua dolce in mare aperto, a scala di dettaglio (~1 km, Mulligan et al., 2007), su area vasta (1-10 km, Kreyns et al., 2020; Xu et al., 2018) e su scala di piattaforma (10-100 km, Knight et al., 2018; Paldor et al., 2019).

Le simulazioni su scala della piattaforma mostrano che, laddove gli acquiferi

offshore non sono completamente confinati, possono anche ospitare grandi volumi di acque dolci (Michael et al., 2016). Man mano che le scale diventano più ampie, i sistemi idrogeologici rispondono più lentamente alle forze idrologiche e l'assunzione di equilibrio con il livello del mare attuale non è più valida. I modelli numerici possono anche essere utilizzati per guidare la raccolta dati indicando quali caratteristiche del sistema possono essere diagnostiche del meccanismo di posizionamento e quali sono i siti migliori per perforare pozzi al fine di ottenere i dati più preziosi.



- Abu-Awwad, A. M., 1997. Water infiltration and redistribution within soils affected by a surface crust. *J. Arid Environ.* 37(2), 231-242. <https://doi.org/10.1006/jare.1997.0280>
- Abou Zaki, N., Torabi Haghighi, A., Rossi, M.P., Tourian, J.M., Kløve, B., 2019. Monitoring Groundwater Storage Depletion Using Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) Data in Bakhtegan Catchment, Iran. *Water* 11, 1456. <https://doi.org/10.3390/w11071456>
- Adkins, J.F., McIntyre, K., Schrag, D.P., 2002. The salinity, temperature, and delta18O of the glacial deep ocean. *Science* 298, 1769-1773. <https://doi.org/10.1126/science.1076252>
- Ajami, N. K., Duan, Q. Y., Sorooshian, S., 2007. An integrated hydrologic Bayesian multimodel combination framework: Confronting input, parameter, and model structural uncertainty in hydrologic prediction. *Water Resour. Res.* 43, W01403. <https://doi.org/10.1029/2005WR004745>
- Alam, M., 1996. Subsidence of the Ganges-Brahmaputra Delta of Bangladesh and Associated Drainage, Sedimentation and Salinity Problems. In: Milliman, J.D., Haq, B.U. (eds) *Sea-Level Rise and Coastal Subsidence: Causes, Consequences, and Strategies*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 169-192.
- Álvarez, R., Ordóñez, A., García, R., Loredó, J., 2018. An estimation of water resources in flooded, connected underground mines. *Eng. Geol.* 232, 114-122. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2017.11.016>
- Andersen, O.B., Seneviratne, S.I., HinderJ., Viterbo, P., 2005. GRACE-derived terrestrial water storage depletion associated with the 2003 European heat wave. *Geophys. Res. Lett.* 32 (18) <https://doi.org/10.1029/2005gl023574>
- Annella, C., Budillon, G., Capozzi, V., 2023. On the role of local and large-scale atmospheric variability in snow cover duration: a case study of Montevergine Observatory (Southern Italy). *Environ. Res. Commun.* 5, 031005. <http://doi.org/10.1088/2515-7620/>
- Antonoli, F., Anzidei, M., Amorosi, A., Lo Presti, V., Mastronuzzi, G., Deiana, G., De Falco, G., Fontana, A., Fontolan, G., Lisco, S., Marsico, A., Moretti, M., Orrù, P.E., Sannino, G.M., Serpelloni, E., Vecchio, A., 2017. Sea-level rise and potential drowning of the Italian coastal plains: Flooding risk scenarios for 2100. *Quat. Sci. Rev.* 158, 29-43. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2016.12.021>
- Arico, Q.L., Kassis, Z.R., Maliva, R.G., Guo, W., Manahan, W.S., Missimer, T.M., 2021. Changes in Pumping-Induced Groundwater Quality Used to Supply a Large-Capacity Brackish-Water Desalination Facility, Collier County, Florida: A New Aquifer Conceptual Model. *Water* 13, 1951. <https://doi.org/10.3390/w13141951>
- Australian Guidelines For Water Recycling: Managing health and environmental risks (phase 2), 2009. Managed Aquifer Recharge, Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, National Health and Medical Research Council. ISBN 1 921173 47 5
- Baeteman, C., 1994. Subsidence in Coastal Lowlands Due to Groundwater Withdrawal: The Geological Approach. *J. Coast. Res.* 61-75.
- Barbosa, P., Masante, D., Arias Muñoz, C., Cammalleri, C., De Jager, A., Magni, D., Mazzeschi, M., McCormick, N., Naumann, G., Spinoni, J., Vogt, J., 2021. Droughts in Europe and Worldwide 2019-2020, EUR 30719 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2021, ISBN 978-92-76-38040-5, <https://doi.org/10.2760/415204>
- Barisiello, O., Bernabei, S., Borrello, P., Braca, G., Cordella, M., Crosato, F., De Angelis, R., De Gironimo, G., De Santis, T., Iaccarino, S., Insolubile, M., Lastoria, B., Marcaccio, M., Mariani, S., Morucci, S., Nardone, G., Orasi, A., Peleggi, M., Penna, M., Picone, M., Piva, F., Proietti, R., Rende, F., Salvati, S., Scopelliti, M., Spada, E., Trabucco, B., 2021. ISPRA, annuario dei dati ambientali 2020; capitolo 9, Idrosfera
- Barlow, P. M., Reichard, E. G., 2010. Saltwater intrusion in coastal regions of North America. *Hydrogeol. J.* 18(1), 247. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0514-3>
- Barlow, P.M. and Leake, S.A., 2012. Streamflow depletion by wells--Understanding and managing the effects of groundwater pumping on streamflow (No. 1376, pp. i-84). US Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/CIR1376>
- Baronetti, A., Menichini, M., Provenzale, A., 2024. Vegetation response to droughts: The case of northern Italy. *Int. J. Climatol.* 44, 501-520. <https://doi.org/10.1002/joc.8340>
- Bear, J., Cheng, A. H. D., Sorek, S., Ouzar, D., Herrera, I., 1999. Seawater intrusion in coastal aquifers: Concepts, methods and practices. Netherlands: Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-2969-7>
- Béjar-Pizarro, M., Ezquerro, P., Herrera, G., Tomás, R., Guardiola-Albert, C., Ruiz Hernández, J.M., Fernández Merodo, J.A., Marchamalo, M., Martínez, R., 2017. Mapping groundwater level and aquifer storage variations from InSAR measurements in the Madrid aquifer, Central Spain. *J. Hydrol.* 547, 678-689. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.011>
- Bertoni, C., Lofi, J., Micallef, A., Moe, H., 2020. Seismic Reflection Methods in Offshore Groundwater Research. *Geosci. J.* 10, 299. <https://doi.org/10.3390/geosciences10080299>
- Beven, K., Binley, A., 1992. The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrol. Process.* 6, 279-298. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360060305>
- Blaney, H.F., Criddle, W. D., 1952. Determining water requirements in irrigated areas from climatological and irrigation data. U.S. Dept. Agriculture Soil Conservation Service, SCS-TP 96, 1950, 44 pp.
- Boergens, E., Güntner, A., Dobslaw, H., Dahle, C., 2020. Quantifying the central European droughts in 2018 and 2019 with GRACE follow-on. *Geophys. Res. Lett.* 47. <https://doi.org/10.1029/2020gl087285>
- Boni, C., Bono, P., Capelli, G., 1986. Schema Idrogeologico dell'Italia centrale: note illustrative e carte. Società Geologica Italiana, 991-1012.
- Boni, C., Petitta, M., 1994. Sorgenti lineari e valutazione dell'infiltrazione efficace in alcuni bacini dell'Italia Centrale. *Quaderni di geologia applicata*, 1, 99-113.
- Boulton, A. J., Hancock, P. J., 2006. Rivers as groundwater-dependent ecosystems: a review of degrees of dependency, riverine processes and management implications. *Aust. J. Bot.* 54(2), 133-144. <https://doi.org/10.1071/BTO5074>
- Bosserelle, A. L., Morgan, L. K., Hughes, M. W., 2022. Groundwater rise and associated flooding in coastal settlements due to sea-level rise: a review of processes and methods. *Earth's Future*, 10(7), e2021EF002580. <https://doi.org/10.1029/2021EF002580>
- Boyd, R., Suter, J., Penland, S., 1989. Relation of sequence stratigraphy to modern sedimentary environments. *Geology* 17, 926-929. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(1989\)017<0926:ROSSTM>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1989)017<0926:ROSSTM>2.3.CO;2)
- Cammalleri, C., Barbosa, P., Vogt, J.V., 2019. Analysing the Relationship between Multiple-Timescale SPI and GRACE Terrestrial Water Storage in the Framework of Drought Monitoring. *Water* 11(8), 1672, <https://doi.org/10.3390/w11081672>.
- Campo, B., Bohacs, K.M., Amorosi, A., 2020. Late Quaternary sequence stratigraphy as a tool for groundwater exploration: Lessons from the Po River Basin (northern Italy). *Am. Assoc. Pet. Geol. Bull.* 104, 681-710. <https://doi.org/10.1306/06121918116>

- Campo, B., Pellegrini C., Sammartino, I., Trincardi, F., Amorosi, A., 2024. New perspectives on offshore groundwater exploration through integrated sequence-stratigraphy and source-to-sink analysis: Insights from the late Quaternary succession of the western Central Adriatic system, Italy. *Earth Sci. Rev.* <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.104880>
- Caputo, M.C., De Carlo, L., Turturro, A.C., Sapiano, M., Mamo, J., Balzan, O., Galea, L., Schembri, M., 2024. Hydraulic characterization of Pwales aquifer in Malta Island preparatory for planning managed aquifer recharge (MAR) pilot plant. *Acque Sotter. - Ital. J. Groundw.* 13, 17–26. <https://doi.org/10.7343/as-2024-742>
- Carmi, G., Berliner, P., 2008. The effect of soil crust on the generation of runoff on small plots in an arid environment. *Catena* 74(1), 37–42. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.02.002>
- Castany, G., 1982. *Idrogeologia. Principi e metodi.* Dario Flaccovio editore, Palermo.
- Chang, Q., Zheng, T., Zheng, X., Zhang, B., Sun, Q., & Walther, M., 2019. Effect of subsurface dams on saltwater intrusion and fresh groundwater discharge. *J. Hydrol.* 576, 508–519. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.060>
- Chen, H., Zhang, W., Nie, N., Guo, Y., 2019. Long-term groundwater storage variations estimated in the Songhua River Basin by using GRACE products, land surface models, and in-situ observations. *Sci. Total Environ.* 649, 372–387. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.352>
- Chen, J., Knight, R., Zebker, H. A., & Schreüder, W. A., 2016. Confined aquifer head measurements and storage properties in the San Luis Valley, Colorado, from spaceborne InSAR observations. *Water Resources Research* 52(5), 3623–3636. <https://doi.org/10.1002/2015WR018466>
- Chiaroni, D., Toletti, G., Urbinati, A., 2018. Water management report: le applicazioni ed il potenziale di mercato in Italia. *Servizi a rete*, 72–73.
- Citrini, A., Camera, C., & Beretta, G. P., 2020. Nossana spring (northern Italy) under climate change: Projections of future discharge rates and water availability. *Water* 12(2), 387.
- Cohen, K.M., Lobo, F.J., 2013. Continental shelf drowned landscapes: Submerged geomorphological and sedimentary record of the youngest cycles. *Geomorphology* 203, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.09.006>
- Colombo, N., Valt, M., Romano, E., Salerno, F., Godone, D., Cianfarra, P., Freppaz, M., Maugeri, M., Guyennon, N., 2022. Long-term trend of snow water equivalent in the Italian Alps. *J. Hydrol.* 614, 128532.
- Corbau, C., Simeoni, U., Zoccarato, C., Mantovani, G., Teatini, P., 2019. Coupling land use evolution and subsidence in the Po Delta, Italy: Revising the past occurrence and prospecting the future management challenges. *Sci. Total Environ.* 654, 1196–1208. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.104>
- Coutant, C., 1999. Perspectives on temperature in the pacific northwest's fresh waters. No. ORNL/TM-1999/44. Oak Ridge National Lab.(ORNL), Oak Ridge, TN (United States). <https://doi.org/10.2172/9042>
- De Carlo, L., Turturro, A.C., Caputo, M.C., Sapiano, M., Mamo, J., Balzan, O., Galea, L., Schembri, M., 2024. Mapping saltwater intrusion via Electromagnetic Induction for planning a Managed Aquifer Recharge facility in Maltese island. *Acque Sotter. - Ital. J. Groundw.* 13, 7–15. <https://doi.org/10.7343/as-2024-743>
- Di Lena, B., Vergni, L., Antenucci, F., Todisco, F., Mannocchi, F., 2014. Analysis of drought in the region of Abruzzo (Central Italy) by the Standardized Precipitation Index. *Theor. Appl. Climatol.* 115, 41–52. <https://doi.org/10.1007/s00704-013-0876-2>
- Di Matteo, L., Valigi, D., Cambi, C., 2013. Climatic Characterization and Response of Water Resources to Climate Change in Limestone Areas: Considerations on the Importance of Geological Setting. *J. Hydrol. Eng.* 18, 773–779. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000671](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000671)
- Di Salvo, C., 2022. Improving results of existing groundwater numerical models using machine learning techniques: A review *Water*, 14(15), 2307. <https://doi.org/10.3390/w14152307>
- Dillon, P., Stuyfzand, P., Grischek, T., Lloria, M., Pyne, R.D.G., Jain, R.C., Bear, J., Schwarz, J., Wang, W., Fernandez, E., Stefan, C., Pette-nati, M., van der Gun, J., Sprenger, C., Mas-smann, G., Scanlon, B.R., Xanke, J., Jokela, P., Zheng, Y., Rossetto, R., Shamrukh, M., Pavelic, P., Murray, E., Ross, A., Bonilla Valverde, J.P., Palma Nava, A., Ansems, N., Posavec, K., Ha, K., Martin, R., Sapiano, M., 2019. Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. *Hydrogeol. J.*, 27, 1–30. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z>
- Diodato, N., Bertolin, C., Bellocchi, G., 2020. Multi-Decadal Variability in the Snow-Cover Reconstruction at Parma Observatory (Northern Italy, 1681–2018 CE). *Front. Earth Sci. Chin.* 8. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.561148>
- Doll, P., Schmied, H.M., Schuh, C., Portmann, F.T., Eicker, A., 2014. Global-scale assessment of groundwater depletion and related groundwater abstractions: Combining hydrological modeling with information from well observations and GRACE satellites. *Water Resour. Res.* 50, 5698–5720. <https://doi.org/10.1002/2014WR015595>
- Doherty, J., 2002. *PEST: Model-Independent Parameter Estimation*, 4th ed. Brisbane: Watermark Numerical Computing. <https://www.nrc.gov/docs/ML0923/ML092360221.pdf>
- Doveri, M., Natali, S., Franceschi, L., Menichini, M., Trifirò, S., Giannecchini, R., 2021. Carbonate aquifers threatened by legacy mining: hydrodynamics, hydrochemistry, and water isotopes integrated approach for spring water management. *J. Hydrol.* 593, 125850. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125850>
- Doveri, M., Piccini, L., Menichini, M., 2019a. Hydrodynamic and geochemical features of metamorphic carbonate aquifers and implications for water management: the Apuan Alps (NW Tuscany-Italy) case study. In: Younos, T., Schreiber, M., Ficco, K. K. (eds) *Karst Water Environment: Advances in Research, Management and Policy.* Springer Publisher, pp. 209–249.
- Doveri, M., Menichini, M., Provenzale, A., Scozzari, A., 2019b. Groundwater response to climate changes: examples of observed and modeled trends on Tuscany aquifers (Central Italy). *Atti dei Convegni Lincei*, n.324, Accademia Nazionale dei Lincei, XVII Giornata Mondiale dell'Acqua – Strategie di Adattamento alla domanda e alla disponibilità di risorse idriche, Bardi Edizioni, pp. 109–116.
- Doveri M., Menichini, M., Raco, B., Masetti, G., Irace, A., Lelli, M., Nisiet, B., 2018. Project of Strategic Interest NEXTDATA, report D1.2B – Groundwater models for the selected Apennines and Alpine aquifer systems and integration of the D1.2A in terms of geological, hydrogeological and geochemical data concerning the Alpine aquifer http://nextdataproject.it/sites/default/files/docs/WP1.2_deliverable_1.2B.pdf
- Doveri, M., Menichini, M., Cerrina Feroni, A., 2013. Stable water isotopes as fundamental tool in karst aquifer studies: Some results from isotopic applications in the Apuan Alps carbonatic complexes (NW Tuscany, Italy). *Ital. J. Eng. Geol. Environ.* 2013(1), 33–50. <https://doi.org/10.4408/IJEGE.2013-01.0-03>
- Doveri, M., Menichini, M., Foresi, L., Bertoni, A., Costanza, L., Baneschi, I., Da Prato, S., Milaneschi, L., Raco, B., Santilano, A., Trifirò, S., Giannecchini, R., and Burlando, M., 2023. Hydrological processes in the semi-arid small island of Pianosa: a multidisciplinary approach to increase knowledge, awareness and education on a highly climate-sensitive environment (HYDRO-ISLAND project UNESCO's program). EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria, 24–28 Apr 2023, EGU23-15835.
- Dripps, W.R., Bradbury, K.R., 2007. A simple daily soil–water balance model for estimating the spatial and temporal distribution of groundwater recharge in temperate humid areas. *Hydrogeol. J.* 15, 433–444. <https://doi.org/10.1007/s10040-007-0160-6>
- Earman, S., Dettinger, M., 2011. Potential impacts of climate change on groundwater resources—a global review. *Journal of water and climate change* 2(4), 213–229. <https://doi.org/10.2166/wcc.2011.034>
- Eberli, G.P., Anselmetti, F.S., Kroon, D., Sato, T., Wright, J.D., 2002. The chronostratigraphic significance of seismic reflections along the Bahamas Transect. *Mar. Geol.* 185, 1–17. [https://doi.org/10.1016/S0025-3227\(01\)00287-0](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(01)00287-0)
- Ericson, J.P., Vörösmarty, C.J., Dingman, S.L., Ward, L.G., Meybeck, M., 2006. Effective sea-level rise and deltas: Causes of change and human dimension implications. *Glob. Planet. Change* 50, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2005.07.004>
- European Commission, 2007. Guidance to groundwater monitoring, Guidance Document N. 15 Technical Report n 002-2007. European Communities, Luxembourg. ISBN 92-79-04558-x.

European Commission, 2009. Guidance to groundwater status and trend assessment. Guidance Document N. 18, Technical Report n 026-2009. European Communities, Luxembourg. ISBN 978-92-79-11374-1.

Feinstein, D.T., Hunt, R.J., Morway, E.D., 2022. Simulation of Heat Flow in a Synthetic Watershed: Lags and Dampening across Multiple Pathways under a Climate-Forcing Scenario. *Water* 14, 2810. <https://doi.org/10.3390/w14182810>

Feng, W., Zhong, M., Lemoine, J.-M., Biancale, R., Hsu, H.-T., Xia, J., 2013. Evaluation of groundwater depletion in North China using the Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) data and ground-based measurements. *Water Resour. Res.* 49, 2110–2118. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20192>

Fienen, M.N., Nolan, B.T., Feinstein, D.T., 2016. Evaluating the sources of water to wells: Three techniques for metamodeling of a groundwater flow model. *Environ. Model. Softw.* 77, 95–107. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.11.023>

Fiorenza, A., Casotti, V., Civano, V., Mancaniello, D., Marchesi, V., Menichetti, S., Merlo, F., Piva, F., Spezzani, P., Tanduo, I., Ungaro, N., Venturelli, S., Zorza, R., 2018. Linee guida per l'analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva 2000/60/CE – Manuali e Linee Guida 177/2018. ISPRA, Roma.

Fiorillo, F., Esposito, L., Guadagno, F.M., 2007. Analyses and forecast of water resources in an ultra-centenarian spring discharge series from Serino (Southern Italy). *J. Hydrol.* 336, 125–138. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.12.016>

Fiorillo, F., Petitta, M., Preziosi, E., Rusi, S., Esposito, L., Tallini, M., 2015. Long-term trend and fluctuations of karst spring discharge in a Mediterranean area (central-southern Italy). *Environ. Earth Sci.* 74, 153–172. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3946-6>

Frappart, F., 2020. Groundwater Storage Changes in the Major North African Transboundary Aquifer Systems during the GRACE Era (2003–2016). *Water* 12, 2669. <https://doi.org/10.3390/w12102669>

Frappart, F., Ramillien, G., 2018. Monitoring Groundwater Storage Changes Using the Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) Satellite Mission: A Review. *Remote Sens.* 10, 829. <https://doi.org/10.3390/rs10060829>

Fulthorpe, C. S., Hoyanagi, K., Crundwell, M.P., Dinarès-Turell, J., Ding, X., George, S.C., et al., 2011. Site U1353, Proceedings of the Integrated Ocean Drilling Program 317, 1-84. Integrated Ocean Drilling Program Management International, 2011.

Gattinoni, P., Francani, V., 2010. Depletion risk assessment of the Nossana Spring (Bergamo, Italy) based on the stochastic modeling of recharge. *Hydrogeol. J.* 2, 325–337. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0530-3>

GDL Gruppo di lavoro “Reti di monitoraggio e Reporting Direttiva 2000/60/CE”, 2014. Progettazione di reti e programmi di monitoraggio delle acque ai sensi del D.Lsg. 152/2006 e relativi decreti attuativi. Manuali e Linee Guida 116/2014. ISPRA, Roma.

Gerten, D., Heinke, J., Hoff, H., Biemans, H., Fader, M., & Waha, K., 2011. Global water availability and requirements for future food production. *J. Hydrometeorol.* 12(5), 885–899. <https://doi.org/10.1175/2011JHM1328.1>

Ghezzi, L., D'Orazio, M., Doveri, M., Lelli, M., Petrini, R., Giannecchini, R., 2019. Groundwater and potentially toxic elements in a dismissed mining area: Thallium contamination of drinking spring water in the Apuan Alps (Tuscany, Italy). *J. Geoch. Explor* 197, 84-92. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.11.009>

Giustiniani, M., Busetti, M., Dal Cin, M., Barison, E., Cimolino, A., Brancatelli, G., Baradello, L., 2022. Geophysical and Geological Views of Potential Water Resources in the North-Eastern Adriatic Sea. *Geosci. J.* 12, 139. <https://doi.org/10.3390/geosciences12030139>

Gonçalves, R.D., Stollberg, R., Weiss, H., Chang, H.K., 2020. Using GRACE to quantify the depletion of terrestrial water storage in Northeastern Brazil: The Uruçua Aquifer System. *Sci. Total Environ.* 705, 135845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135845>

Gulley, A.K., Dudley Ward, N.F., Cox, S.C., Kaipio, J.P. 2013. Groundwater responses to the recent Canterbury earthquakes: a comparison. *J. Hydrol.* 504, 171-181; <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.018>

Guo, Y., Gan, F., Yan, B., Bai, J., Wang, F., Jiang, R., Xing, N., Liu, Q., 2022. Evaluation of

Groundwater Storage Depletion Using GRACE/GRACE Follow-On Data with Land Surface Models and Its Driving Factors in Haihe River Basin, China. *Sustain. Sci. Pract. Policy* 14, 1108. <https://doi.org/10.3390/su14031108>

Gulley, A.K., Dudley Ward, N.F., Cox, S.C., Kaipio J.P., 2013. Groundwater responses to the recent Canterbury earthquakes: A comparison. *J. Hydrol.* 504, 171 – 181. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.018>

Guyennon, N., Romano, E., Portoghese, I., 2016. Long-term climate sensitivity of an integrated water supply system: The role of irrigation. *Sci. Total Environ.*, 68-81. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.157>

Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M., McDonald, M.G., 2000. MODFLOW-2000, the U.S. geological survey modular ground-water model - user guide to modularization concepts and the ground-water flow process. U.S. Geological Survey, Department of Interior, Open-File report 00-92 <https://doi.org/10.3133/OFR200092>

Hargreaves, G.H., Samani, Z.A., 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Appl. Eng. Agric.* 1, 96–99.

Haroon, A., Hölz, S., Gehrman, R. A., Attias, E., Jegen, M., Minshull, T. A., & Murton, B. J., 2018. Marine dipole-dipole controlled source electromagnetic and coincident-loop transient electromagnetic experiments to detect seafloor massive sulphides: Effects of three-dimensional bathymetry. *Geophys. J. Int.* 215(3), 2156–2171. <https://doi.org/10.1093/gji/ggy398>

Hassan, A.E., Bekhit, H.M., Chapman, J.B., 2009. Using Markov Chain Monte Carlo to quantify parameter uncertainty and its effect on predictions of a groundwater flow model. *Environ. Model. Softw.* 24, 749–763. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.11.002>

Hesse, R., Harrison, W.E., 1981. Gas hydrates (clathrates) causing pore-water freshening and oxygen isotope fractionation in deep-water sedimentary sections of tectonogenic continental margins. *Earth Planet. Sci. Lett.* 55, 453–462. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(81\)90172-2](https://doi.org/10.1016/0012-821X(81)90172-2)

Hill, K., Hirschfeld, D., Lindquist, C., Cook, F., & Warner, S., 2023. Rising Coastal Groundwater as a Result of Sea-Level Rise Will Influence Contaminated Coastal Sites

and Underground Infrastructure. *Earth's Future*, 11(9), e2023EF003825. <https://doi.org/10.1029/2023EF003825>

Hill, M. C., & Tiedeman, C. R., 2006. Effective groundwater model calibration: with analysis of data, sensitivities, predictions, and uncertainty. John Wiley & Sons. ISBN: 978-0-471-77636-9

Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC), 2019. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. In: Pörtner, H.-O., Roberts, D.D., Masson-Delmotte, V., et al. (eds), Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/9781009157964>

ISPRA, 2011, Implementazione della Direttiva 2000/60/CE. Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici. Versione 1.1. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.

ISPRA, 2022, Annuario in cifre, Annuario dei dati ambientali 2021, Rapporto 97/2002

Istat, 2019. Utilizzo e qualità della risorsa idrica in Italia. Istat. Istat, 2019, Utilizzo e qualità della risorsa idrica in Italia, ISBN 978-88-458-1976-6. <https://www.istat.it/it/files/2019/10/Utilizzo-e-qualita-C3%AO-della-risorsa-idrica-in-Italia.pdf>

Istat, 2024. Le statistiche dell'Istat sull'acqua, anni 2020-2023. <https://www.istat.it/wp-content/uploads/2024/03/Report-G-MA-Anno-2024.pdf>

Jacob, T., Bayer, R., Chery, J., Jourde, H., Moigne, N.L., Boy, J.-P., Hinderer, J., Luck, B., Brunet, P., 2008. Absolute gravity monitoring of water storage variation in a karst aquifer on the larzac plateau (Southern France). *J. Hydrol.* 359, 105–117. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.020>

Jasechko, S., Seybold, H., Perrone, D., Fan, Y., Shamsudduha, M., Taylor, R.G., Fal-latah, O., Kirchner, J.W., 2024. Rapid groundwater decline and some cases of recovery in aquifers globally. *Nature* 625, 715–721. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06879-8>

Johnston, R.H., 1983. The saltwater-freshwater interface in the Tertiary limestone aquifer, southeast Atlantic outer-continental shelf of the U.S.A. *J. Hydrol.* 61, 239–249. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(83\)90251-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(83)90251-2)

- Kavetski, D., Kuczera, G., Franks, S.W., 2006b. Bayesian analysis of input uncertainty in hydrological modeling: 1. Theory. *Water Resour. Res.* 42. <https://doi.org/10.1029/2005WR004368>
- Kavetski, D., Kuczera, G., Franks, S.W., 2006a. Bayesian analysis of input uncertainty in hydrological modeling: 2. Application. *Water Resour. Res.* 42. <https://doi.org/10.1029/2005WR004376>
- Kinzelbach, W., Bauer, P., Siegfried, T., Brunner, P., 2003. Sustainable groundwater management – problems and scientific tools. *Episodes* 26, 279–284. <https://doi.org/10.18814/epiugs/2003/v26i4/002>
- King, N.E., Argus, D., Langbein, J., Agnew, D.C., Bawden, G., Dollar, R.S., Liu, Z., Gallaway, D.L., Reichard, E., Yong, A., Webb, F.H., Bock, Y., Stark, K., Barseghian, D., 2007. Space geodetic observation of expansion of the San Gabriel Valley, California, aquifer system, during heavy rainfall in winter 2004–2005. *J. Geophys. Res.* 112, B03409 <https://doi.org/10.1029/2006JB004448>
- Knight, A. C., Werner, A. D., Morgan, L. K., 2018. The onshore influence of offshore fresh groundwater. *J. Hydrol.* 561, 724–736. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.028>
- Koster, R.D., Suarez, M.J., Ducharne, A., 2000. A catchment-based approach to modeling land surface processes in a general circulation model: 1. Model structure. *J. Geophys. Res. Atmos.* 105, D20, 24809–24822. <https://doi.org/10.1029/2000JD900327>
- Keyns, P., Geng, X., Michael, H. A., 2020. The influence of connected heterogeneity on groundwater flow and salinity distributions in coastal volcanic aquifers. *J. Hydrol.* 586, 124863. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124863>
- Krzysztofowicz, R., 1999. Bayesian theory of probabilistic forecasting via deterministic hydrologic model. *Water Resour. Res.* 35, 2739–2750. <https://doi.org/10.1029/1999WR900099>
- Kumar, C. P., 2012. Climate change and its impact on groundwater resources. *Int. J. Eng. Sci.* 1(5), 43–60.
- Larned, S.T., Datry, T., Arscott, D.B., Tockner, K., 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshw. Biol.* 55, 717–738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02322.x>
- Lipparini, L., Chiacchieri, D., Bencini, R., Micallef, A., 2023. Extensive freshened groundwater resources emplaced during the Messinian sea-level drawdown in southern Sicily, Italy. *Commun. Earth Environ.* 4(1), 430. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-01077-w>
- Lippera, M.C., Werban, U., Vienken, T., 2023. Application of physical clogging models to Managed Aquifer Recharge: a review of modelling approaches from engineering fields. *Acque Sotter. - Ital. J. Groundw.* <https://doi.org/10.7343/as-2023-681>
- Lofi, J., Inwood, J., Proust, J. N., Monteverde, D. H., Loggia, D., Basile, C., et al., 2013. Fresh-water and salt-water distribution in passive margin sediments: Insights from Integrated Ocean Drilling Program Expedition 313 on the New Jersey margin. *Geosphere*, 9(4), 1–16. <https://doi.org/10.1130/GES00855.1>
- Longinelli, A., Selmo, E., 2003. Isotopic composition of precipitation in Italy: a first overall map. *J. Hydrol.* 270, 75–88. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00281-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00281-0)
- Mancini, S., Egidio, E., De Luca, D.A., La-sagna, M., 2022. Application and comparison of different statistical methods for the analysis of groundwater levels over time: Response to rainfall and resource evolution in the Piedmont Plain (NW Italy). *Sci. Total Environ.* 846, 157479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157479>
- Mariani, S., Braca, G., Romano, E., Lastoria, B., Bussettini, M., 2018. Linee Guida sugli Indicatori di Siccità e Scarsità Idrica da utilizzare nelle attività degli Osservatori Permanenti per gli Utilizzi Idrici. Pubblicazione progetto CReAMO PA, 66 pp. https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/Osservatori/Linee%20Guida%20Pubblicazione%20Finale%20L6WP1_con%20copertina_ec.pdf
- Masciopinto, C., Liso, I.S., Caputo, M.C., De Carlo, L., 2017. An Integrated Approach Based on Numerical Modelling and Geophysical Survey to Map Groundwater Salinity in Fractured Coastal Aquifers. *Water* 9, 875. <https://doi.org/10.3390/w9110875>
- Mather, J.R., 1978. The climatic water balance in environmental analysis. DC Heath and Company, Lexington, Massachusetts, 239. <https://doi.org/10.1177/03091333800040041>
- McDonald, M.G., Harbaugh, A.W., 1988. A Modular Three-dimensional Finite-difference Ground-water Flow Model. U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 6, chap. A1, 586 pp.
- Mendicino, G., e, Alfonso, Versace, P., 2008. A Groundwater Resource Index (GRI) for drought monitoring and forecasting in a mediterranean climate. *J. Hydrol.* 357, 282–302. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.05.005>
- Menichini, M., Doveri, M., 2020. Modelling tools for quantitative evaluations on the Versilia coastal aquifer system (Tuscany, Italy) in terms of groundwater components and possible effects of climate extreme events. *Acque Sotter. - Ital. J. Groundw.* 9. <https://doi.org/10.7343/AS-2020-475>
- Menichini, M., Franceschi, L., Raco, B., Masetti, G., Scozzari, A., Doveri, M., 2022. Groundwater Modeling with Process-Based and Data-Driven Approaches in the Context of Climate Change. *Water* 14(23), 3956; <https://doi.org/10.3390/w14233956>
- Mercorella, A., Haroon, A., Campo, B., Faghieh, Z., Katharina, F.G., Pastorella, E., Pellegrini, C., 2023. GROUNDwater 2023 – GRW23) rapporto tecnico di fine campagna. <https://doi.org/10.26383/CNR-ISMAR.2023>
- Micallef, A., Person, M., Berndt, C., Bertoni, C., Cohen, D., Dugan, B., Evans, R., Haroon, A., Hensen, C., Jegen, M., Key, K., Kooi, H., Liebetrau, V., Lofi, J., Mailloux, B.J., Martin-Nagle, R., Michael, H.A., Müller, T., Schmidt, M., Schwalenberg, K., Trembath-Reichert, E., Weymer, B., Zhang, Y., Thomas, A.T., 2021. Offshore freshened groundwater in continental margins. *Rev. Geophys.* 59. <https://doi.org/10.1029/2020rg000706>
- Micallef, A., Person, M., Haroon, A., Weymer, B. A., Jegen, M., Schwalenberg, K., et al., 2020. 3D characterisation and quantification of an offshore freshened groundwater system in the Canterbury bight. *Nat. Commun.* 11(1), 1372. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14770-7>
- Michael, H. A., Scott, K. C., Koneshloo, M., Yu, X., Khan, M. R., & Li, K., 2016. Geologic influence on groundwater salinity drives large seawater circulation through the continental shelf. *Geophys. Res. Lett.* 43, 10,782–10,791. <https://doi.org/10.1002/2016GL070863>
- Milanovic, P., 2004. *Water Resources Engineering in Karst*. CRC Press. ISBN 9781566706711
- Mileham, L., Taylor, R.G., Todd, M., Tindimugaya, C., Thompson, J., 2009. The impact of climate change on groundwater recharge and runoff in a humid, equatorial catchment: sensitivity of projections to rainfall intensity. *Hydrol. Sci. J.* 54, 727–738. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.4.727>
- Mimura, N., 2013. Sea-level rise caused by climate change and its implications for society. *Proc. Jpn. Acad. Ser. B Phys. Biol. Sci.* 89, 281–301. <https://doi.org/10.2183/pjab.89.281>
- Mohammadi, K., 2008. Groundwater Table Estimation Using MODFLOW and Artificial Neural Networks. In: Abrahart, R.J., See, L.M., Solomatine, D.P. (eds), *Practical Hydroinformatics: Computational Intelligence and Technological Developments in Water Applications*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 127–138. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79881-1_10
- Mountain, G. S., Proust, J. N., McInroy, D., Cotterill, C., & Expedition 313 Scientists, 2010. *Proceedings of the Integrated Ocean Drilling Program*.
- Mouton, J., Mangano, F., Fried, J.J., 1982. *Studio sulle risorse in acque sotterranee dell'Italia*. Commissione delle Comunità Europee. Direzione generale dell'ambiente, della tutela dei consumatori e della sicurezza nucleare. Th. Schafer GmbH D-3000 Hannover 1. https://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eu-soils_docs/other/GroundwaterCD/PDFs/studio%20sulle%20risorse%20-%20Italia.pdf
- Moore, C., Doherty, J., 2006. The cost of uniqueness in groundwater model calibration. *Adv. Water Resour.* 29, 605–623. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.07.003>
- Morway, E.D., Feinstein, D.T., Hunt, R.J., 2022. Simulation of Heat Flow in a Synthetic Watershed: The Role of the Unsaturated Zone. *Water* 14, 3883. <https://doi.org/10.3390/w14233883>
- Mukherjee, A., Bhanja, S.N., Wada, Y., 2018. Groundwater depletion causing reduction of baseflow triggering Ganges river summer drying. *Sci. Rep.* 8, 12049. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30246-7>

- Mulligan, A. E., Evans, R. L., Lizarralde, D., 2007. The role of paleochannels in groundwater/seawater exchange. *J. Hydrol.* 335(3-4), 313-329. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.11.025>
- Mussi, M., Leone, G., Nardi, I., 1998. Isotopic geochemistry of natural waters from the Alpi Apuane-Garfagnana area, Northern Tuscany, Italy. *Mineral. Petrogr. Acta* 41, 163-178.
- National Research Council, Division on Earth, Life Studies, Commission on Geosciences, and Committee on Hydrologic Science. Hydrologic science priorities for the US global change research program: An initial assessment. National Academies Press, 1999.
- Neuman, S.P., Wierenga, P., 2003. A comprehensive strategy of hydrogeologic modeling and uncertainty analysis for nuclear facilities and sites. Division of Systems Analysis and Regulatory Effectiveness, Office of Nuclear Regulatory Research, US Nuclear Regulatory Commission, pp 311.
- Nishigaki, M., Kankam-Yeboah, K., Komatsu, M., 2004. Underground dam technology in some parts of the world. *J. Ground. Hydrol.* 46(2), 113-130. <https://doi.org/10.5917/jagh1987.46.113>
- Niswonger, R., Prudic, D.E., Regan, R., 2006. Documentation of the unsaturated-Zone Flow (UZFl) package for modeling unsaturated flow between the land surface and the water table with MODFLOW-2005. Techniques and Methods. <https://doi.org/10.3133/TM6A19>
- Onder, H., Yilmaz, M., 2005. Underground dams. *European water* 11, 35-45.
- Osuga, K., 1997. The development of groundwater resources on the Miyakojima Islands. *Freshwater Resources in Arid Lands*.
- Paldor, A., Shalev, E., Katz, O., Aharonov, E., 2019. Dynamics of saltwater intrusion and submarine groundwater discharge in confined coastal aquifers: A case study in northern Israel. *Hydrogeol. J.* 27(5), 1611-1625. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.08.005>
- Pellegrini, C., Maselli, V., Gamberi, F., Asioli, A., Bohacs, K.M., Drexler, T.M., Trincardi, F., 2017. How to make a 350-m-thick lowstand systems tract in 17,000 years: The Late Pleistocene Po River (Italy) lowstand wedge. *Geology* 45, 327-330. <https://doi.org/10.1130/G38848.1>
- Pellegrini, C., Saliu, F., Bosman, A., Sammartino, I., Raguso, C., Mercorella, A., Galvez, D.S., Petrizzo, A., Madricardo, F., Lasagni, M., Clemenza, M., Trincardi, F., Rovere, M., 2023a. Hotspots of microplastic accumulation at the land-sea transition and their spatial heterogeneity: The Po River prodelta (Adriatic Sea). *Sci. Total Environ.* 895, 164908. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164908>
- Pellegrini, C., Sammartino, I., Schieber, J., Tesi, T., Paladini de Mendoza, F., Rossi, V., Chiggiato, J., Schroeder, K., Gallerani, A., Langone, L., Trincardi, F., Amorosi, A., 2023b. On depositional processes governing along-strike facies variations of fine-grained deposits: Unlocking the Little Ice Age subaqueous clinothems on the Adriatic shelf. *Sedimentology*. <https://doi.org/10.1111/sed.13162>
- Pellet, V., Aires, F., Alfieri, L., Bruno, G., 2024. A physical/statistical data-fusion for the dynamical downscaling of GRACE data at daily and 1 km resolution. *J. Hydrol.* 628, 130565. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130565>
- Percopo C., Brandolin D., Canepa M., Capodaglio P., Cipriano G., Gafà R., Iervolino D., Marcaccio M., Mazzola M., Mottola A., Sesia E., Testa M., 2017. Criteri tecnici per l'analisi dello stato quantitativo e il monitoraggio dei corpi idrici sotterranei. *Manuali e Linee Guida* 157/2017. ISPRA, Roma.
- Person, M., Wilson, J.L., Morrow, N., 2017. Continental-shelf freshwater water resources and improved oil recovery by low-salinity waterflooding. *AAPG Bull.* 101, 1-18. <https://doi.org/10.1306/05241615143>
- Piccarreta, M., Pasini, A., Capolongo, D., Lazzari, M., 2013. Changes in daily precipitation extremes in the Mediterranean from 1951 to 2010: the Basilicata region, southern Italy. *Int. J. Climatol.* 33, 3229-3248. <https://doi.org/10.1002/joc.3670>
- Poeter, E.P., Hill, M.C., 1999. UCODE, a computer code for universal inverse modeling. *Comput. Geosci.* 25, 457-462. [https://doi.org/10.1016/S0098-3004\(98\)00149-6](https://doi.org/10.1016/S0098-3004(98)00149-6)
- Polemio, M., Casarano, D., 2008. Climate change, drought and groundwater availability in southern Italy. *Geological Society, London, Special Publications.* 288(1), pp. 39-51. <https://doi.org/10.1144/SP288>
- Portoghese, I., Giannoccaro, G., Giordano, R., Pagano, A., 2021. Modeling the impacts of volumetric water pricing in irrigation districts with conjunctive use of surface and groundwater resources. *Agric. Water Manag.* 244, 106561. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106561>
- Portoghese, I., Uricchio, V., Vurro, M., 2005. A GIS tool for hydrogeological water balance evaluation on a regional scale in semi-arid environments. *Comput. Geosci.* 31, 15-27. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.09.001>
- Post, V.E.A., Vandenbohede, A., Werner, A.D., Maimun, Teubner, M.D., 2013. Groundwater ages in coastal aquifers. *Adv. Water Resour.* 57, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2013.03.011>
- Prinz, D., Singh, A.K., 2000. Technological potential for improvements of water harvesting. *Gutachten für die World Commission on Dams, technical papers*, 126.
- Refsgaard, J.C., Christensen, S., Sonnenborg, T.O., Seifert, D., Højberg, A.L., Trolborg, L., 2012. Review of strategies for handling geological uncertainty in groundwater flow and transport modeling. *Adv. Water Resour.* 36, 36-50. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2011.04.006>
- Richey, A.S., Thomas, B.F., Lo, M.-H., Reager, J.T., Famiglietti, J.S., Voss, K., Swenson, S., Rodell, M., 2015. Quantifying renewable groundwater stress with GRACE. *Water Resour. Res.* 51, 5217-5238. <https://doi.org/10.1002/2015WR017349>
- Rinck-Pfeiffer, S., Ragusa, S., Sztajn bok, P., Vandevelde, T., 2000. Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. *Water Res.* 34, 2110-2118. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00356-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00356-5)
- Rodell, M., Chen, J., Kato, H., Famiglietti, J.S., Nigro, J., Wilson, C.R., 2007. Estimating groundwater storage changes in the Mississippi River basin (USA) using GRACE. *Hydrogeol. J.* 15, 159-166. <https://doi.org/10.1007/s10040-006-0103-7>
- Rodell, M., Velicogna, I., Famiglietti, J.S., 2009. Satellite-based estimates of groundwater depletion in India. *Nature* 460, 999-1002. <https://doi.org/10.1038/nature08238>
- Rojas, R., Feyen, L., Dassargues, A. 2008. Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: Combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging. *Water Resour Res* 44, W12418 <https://doi.org/10.1029/2008WR006908>
- Romano, E., Petrangeli, A.B., Salerno, F., Guyennon, N., 2022. Do recent meteorological drought events in central Italy result from long-term trend or increasing variability? *Int. J. Climatol.* 42, 4111-4128. <https://doi.org/10.1002/joc.7487>
- Romano E., Fiori C., Mazzola M., Preziosi E., Guerra M., 2021. Sviluppo e valutazione di modelli di flusso in acquiferi porosi. *Manuali e Linee Guida* 193/2021, ISPRA, Roma. ISBN 978-88-448-1048-1.
- Romano, C.G., Frind, E.O., Rudolph, D.L., 1999. Significance of unsaturated flow and seepage faces in the simulation of steady-state subsurface flow. *Groundwater* 37, 625-632. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1999.tb01151.x>
- Rossi, M., Donnini, M., 2018. Estimation of regional scale effective infiltration using an open source hydrogeological balance model and free/open data. *Environ. Model. Softw.* 104, 153-170. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.03.005>
- Rossi, M., Donnini, M., Beddini, G., 2022. Nationwide groundwater recharge evaluation for a sustainable water withdrawal over Italy. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 43, 101172. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101172>
- Rossetto R., Barbagli A., Ercoli L., Franceini A., Benucci C., Brilli M., Ruggiero M., La Comba B., Lazzaroni F., Lorenzini S., Trotta G., Pei A., Masi M., Fabbrizzi A., 2021. Report sull'impatto delle azioni messe in atto nel progetto LIFE REWAT sullo stato quantitativo delle acque sotterranee nella pianura costiera del Fiume Cornia. Secondo anno di monitoraggio (2019-2020). https://www.liferewat.eu/images/doc/secondo_monitoraggio_azione_c1.pdf
- Rousselot, M., Durand, Y., Giraud, G., Mérindol, L., Dombrowski-Etchevers, I., Déquué, M., Castebrunet, H., 2012. Statistical adaptation of ALADIN RCM outputs over the French Alps - application to future climate and snow cover. *The Cryosphere* 6, 785-805. <https://doi.org/10.5194/tc-6-785-2012>
- Save, H., Bettadpur, S., Tapley, B.D., 2016. High-resolution CSR GRACE RL05 mascons. *J. Geophys. Res.: Solid Earth* 121, 7547-7569. <https://doi.org/10.1002/2016JB013007>

- Save, H., Bettadpur, S., Tapley, B.D., 2012. Reducing errors in the GRACE gravity solutions using regularization. *J. Geodesy* 86, 695–711. <https://doi.org/10.1007/s00190-012-0548-5>
- Save, H., 2020. CSR GRACE and GRACE-FO RL06 Mascon Solutions v02. <https://doi.org/10.15781/cgq9-nh24>
- Scanlon, B.R., Healy, R.W., Cook, P.G., 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeol. J.* 10, 18–39. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0176-2>
- Scanlon, B.R., Longuevergne, L., Long, D., 2012. Ground referencing GRACE satellite estimates of groundwater storage changes in the California Central Valley, USA. *Water Resour. Res.* 48, W04520. <https://doi.org/10.1029/2011WR011312>
- Schewe, J., Heinke, J., Gerten, D., Hadde-land, I., Arnell, N.W., Clark, D.G., Dankers, R., Eisner, S., Fekete, B.M., Colón-González, F.P., Gosling, S.N., Kim, H., Liu, X., Masaki, Y., Portmann, F.T., Sato, Y., Stacke, S. Tang, Q., Wada, Y., Wisser, D., Albrecht, T., Frieler, K., Piontek, F., Warszawski, L., Kabat, P., 2014. Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), 3245–3250. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222460110>
- Schmucki, E., Marty, C., Fierz, C., Lehning, M., 2015. Simulations of 21st century snow response to climate change in Switzerland from a set of RCMs. *Int. J. Climatol.* 35, 3262–3273. <https://doi.org/10.1002/joc.4205>
- Severi, P., Bonzi, L., & Ferrari, V., 2016. Managed aquifer recharge in the Marecchia alluvial fan (Rimini, Italy): trial and early results. *European Geologist*, 5. <https://doi.org/10.1002/hyp.14876>
- Silverii, F., d'Agostino, N., Métois, M., Fiorillo, F., Ventafridda, G., 2016. Transient deformation of karst aquifers due to seasonal and multiyear groundwater variations observed by GPS in southern Apennines (Italy). *J. Geophys. Res.: Solid Earth*, 121(11), 8315–8337. <https://doi.org/10.1002/2016JB013361>
- Sophocleous, M., 2000. From safe yield to sustainable development of water resources—the Kansas experience. *J. Hydrol.* 235, 27–43. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00263-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00263-8)
- Steger, C., Kotlarski, S., Jonas, T., et al., 2013. Alpine snow cover in a changing climate: a regional climate model perspective. *Clim. Dynam.* 41, 735–754. <https://doi.org/10.1007/s00382-012-1545-3>
- Stewart, M., Van der Raaij, R., Trompeter, V., 2002. Age and source of Canterbury plains groundwater. Christchurch: Environment Canterbury.
- Tapley, B.D., Bettadpur, S., Ries, J.C., Thompson, P.F., Watkins, M.M., 2004. GRACE measurements of mass variability in the Earth system. *Science* 305, 503–505. <https://doi.org/10.1126/science.1099192>
- Taylor, R. G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., Van Beek, R., Wada, Longuevergne, L., Leblanc, M., Famiglietti, J.S., Edmunds, M., Konikow, L., Green, T.R., Chen, J., Taniguchi, M., Bierkens, M.F.P., MacDonald, A., Fan, Y., Maxwell, R.M., Yechieli, Y., Gurdak, J.J., Allen, D.M., Shamsudduha, M., Hiscock, K., Yeh, P.J.F. Holman, I. 2013. H., 2013. *Nat. Clim. Change.*, 3(4), 322–329. <https://doi.org/10.1038/nclimate1744>
- Teatini, P., Comerlati, A., Martelli, G., Canali, M., Mattassi, G., 2016. Ricarica artificiale di acquiferi prealpini. Monitoraggio e modellazione del sito di Mereto, Friuli, in: Castellarin, A., Archetti, R, Baratti, E., Cappelletti, M., Carisi, F., Domeneghetti, A., Gaeta, M.G., Paci, A., Persiano, S., Pugliese, A., Samaras, A.G., (Eds), *Atti del XXXV Convegno Nazionale di Idraulica e Costruzioni Idrauliche*, Bologna: DICAM - Università di Bologna, p. 1499. ISBN 9788898010400. https://www.dmsa.unipd.it/~teatini/Publications/Nat_proceedings/PDF/Tea_etal16.pdf
- Thomas, A. T., Reiche, S., Riedel, M., & Clauser, C., 2019. The fate of submarine fresh groundwater reservoirs at the New Jersey shelf, USA. *Hydrogeol. J.* 27(7), 2673–2694. <https://doi.org/10.1007/s10040-019-01997-y>
- Thorntwaite, C.W., 1948. An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geogr. Rev.* 38, 55–94. <https://doi.org/10.2307/210739>
- Tecnostudi Ambiente S.r.l., 2022. Servizio di studio ed elaborazione dati in materia ambientale ai fini dell'aggiornamento dei Piani di gestione delle acque da parte delle Autorità di Bacino distrettuali dell'Appennino centrale e meridionale. Rapporto finale. <https://www.regione.lazio.it/sites/default/files/documentazione/AMB-DD-G17692-14-12-2022-Allegato1-Rapporto-finale.pdf>
- Trefry, M.G., Muffels, C., 2007. FEFLOW: A finite-element ground water flow and transport modeling tool. *Ground Water* 45, 525–528. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00358.x>
- Troldborg, M., Nowak, W., Tuxen, N., et al., 2010. Uncertainty evaluation of mass discharge estimates from a contaminated site using a fully Bayesian framework. *Water Resour. Res.* 46, W12552. <https://doi.org/10.1029/2010WR009227>
- Turc, L., 1961. Water requirements assessment of irrigation, potential evapotranspiration: Simplified and updated climatic formula. *Annales Agronomiques*, 12, 13–49.
- Vrugt, J. A., Gupta, H. V., Bouten, W., et al., 2003. A Shuffled Complex Evolution Metropolis algorithm for optimization and uncertainty assessment of hydrologic model parameters. *Water Res. Res.* 39(8). <https://doi.org/10.1029/2002WR001642>
- Valentin, C., Bresson, L. M., 1992. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma* 55(3-4), 225–245. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(92\)90085-L](https://doi.org/10.1016/0016-7061(92)90085-L)
- Van Geldern, R., Hayashi, T., Bottcher, M. E., Mottl, M., Barth, J. A. C., & Stadler, S., 2013. Stable isotope geochemistry of pore waters and marine sediments from the New Jersey shelf: Methane formation and fluid origin. *Geosphere*, 9(1), 96–112. <https://doi.org/10.1130/GES00859.1>
- Wang, H., Gao, J.E., Zhang, M.-J., Li, X.-H., Zhang, S.-L., Jia, L.-Z., 2015. Effects of rainfall intensity on groundwater recharge based on simulated rainfall experiments and a groundwater flow model. *Catena* 127, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.12.014>
- Werner, A.D., Bakker, M., Post, V.E.A., Vandenbohede, A., Lu, C., Ataie-Ashtiani, B., Simmons, C.T., Barry, D.A., 2013. Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. *Adv. Water Resour.* 51, 3–26. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.03.004>
- Westenbroek, S.M., Kelson, V.A., Dripps, W.R., Hunt, R.J., Bradbury, K.R., 2010. SWB-A modified Thornthwaite-Mather Soil-Water-Balance code for estimating groundwater recharge: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A31, 60 pp.
- Winter, T.C., 2007. The role of ground water in generating streamflow in headwater areas and in maintaining base flow. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 15–25. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00003.x>
- World Meteorological Organization, 2023. State of the Global Climate 2022, report WMO-No. 1316, ISBN 978-92-63
- Wu, J., Zeng, X., 2013. Review of the uncertainty analysis of groundwater numerical simulation. *Chin. Sci. Bull.* 58, 3044–3052. <https://doi.org/10.1007/s11434-013-5950-8>
- Xanke, J., Jourde, H., Liesch, T., Goldscheider, N., 2016. Numerical long-term assessment of managed aquifer recharge from a reservoir into a karst aquifer in Jordan. *J. Hydrol.* 540, 603–614. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.06.058>
- Xu, Z., Hu, B. X., & Ye, M., 2018. Numerical modeling and sensitivity analysis of seawater intrusion in a dual-permeability coastal karst aquifer with conduit networks. *Hydrology and Earth System Sciences* 22(1), 221–239. <https://doi.org/10.5194/hess-22-221-2018>
- Yan, X., Yang, T., Xu, Y., Tosi, L., Stouthamer, E., Andreas, H., Minderhoud, P., Ladawadee, A., Hassen, R., Erkens, G., Teatini, P., Lin, J., Boni, R., Chimalee, J., Huang, X., Da Lio, C., Meisina, C., Zucca, F. F., 2020. Advances and practices on the research, prevention and control of land subsidence in coastal cities. *Acta Geologica Sinica-English Edition*, 94(1), 162–175. <https://doi.org/10.1111/1755-6724.14403>
- Yu, X., Michael, H. A., 2019. Offshore pumping impacts onshore groundwater resources and land subsidence. *Geophys. Res. Lett.* 46, 2553–2562. <https://doi.org/10.1029/2019GL081910>
- Zaitchik, B.F., Rodell, M., Reichle, R.H., 2008. Assimilation of GRACE Terrestrial Water Storage Data into a Land Surface Model: Results for the Mississippi River Basin. *J. Hydrometeorol.* 9, 535–548. <https://doi.org/10.1175/2007JHM951.1>

Zhang, C., Wang, F., Bai, Q., 2021. Underground space utilization of coalmines in China: A review of underground water reservoir construction. *Tunn. Undergr. Space Technol.* 107, 103657. <https://doi.org/10.1016/j.tust.2020.103657>

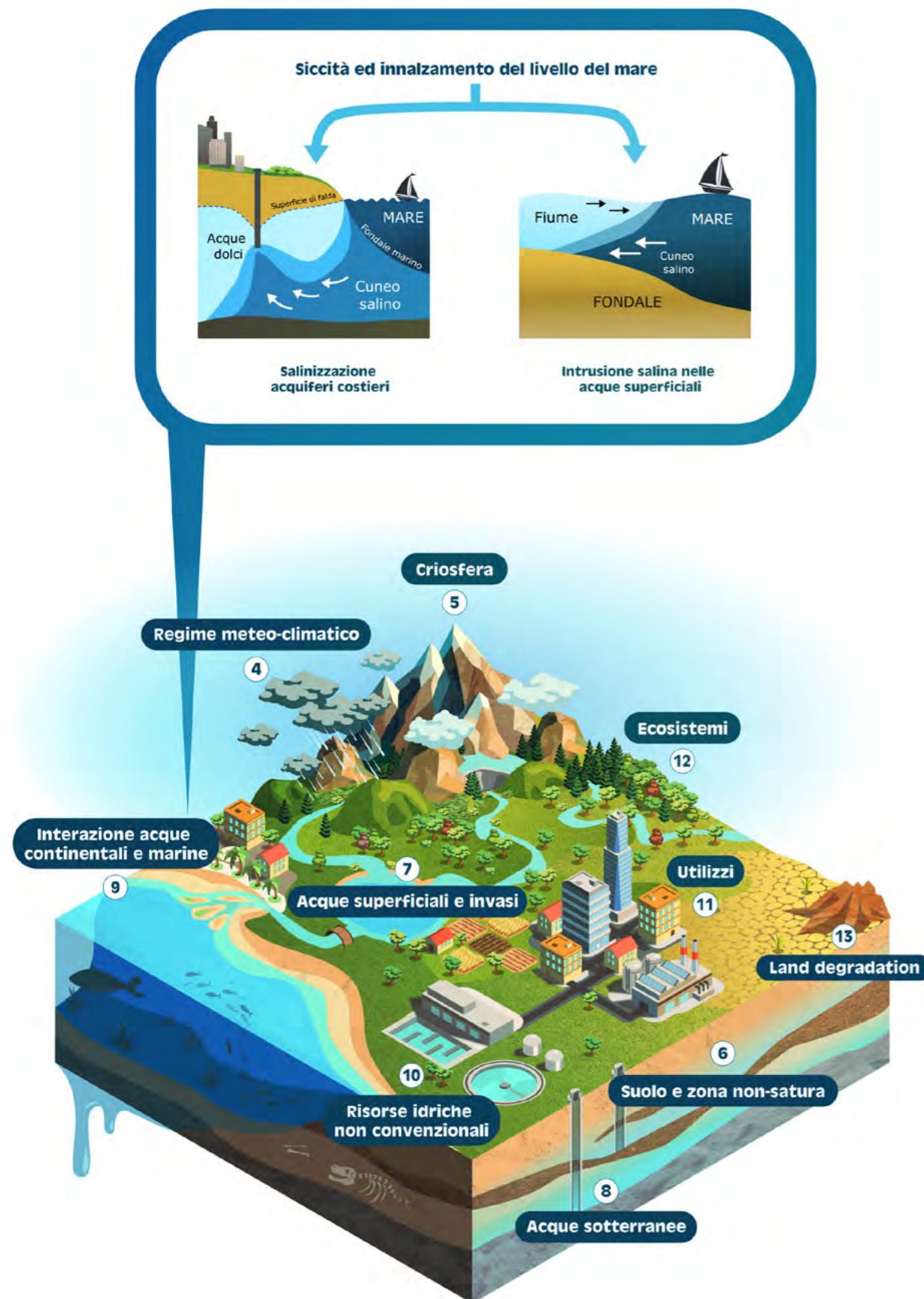
Zhang, J., Liu, K., Wang, M., 2020. Seasonal and Interannual Variations in China's Groundwater Based on GRACE Data and Multisource Hydrological Models. *Remote Sens.* 12, 845. <https://doi.org/10.3390/rs12050845>

Zucaro R., Nencioni C., 2007. Rapporto sullo stato dell'irrigazione nel Lazio- SIGRIAN, Programma interregionale Monitoraggio dei sistemi irrigui delle regioni centro-settentrionali, a cura di, Stilgrafica s.r.l. - Roma. https://sigrian.crea.gov.it/wp-content/uploads/2019/03/irrigazione_lazio_leggero.pdf

How to cite

Di Salvo, C., Doveri, M., Caputo, M.C., Ciampittello, M., De Carlo, L., Donnini, M., Pellegrini, C., Rossi, M., Menichini, M. 2024. "Acque sotterranee", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 267-324. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/08>





Keywords
river-sea continuum
saltwater intrusion
Coastal aquifers
Delta and estuaries

Parole-chiave
Continuum fiume-mare
intrusione salina
acquiferi costieri
delta ed estuari

Curatore
Christian Ferrarin
CNR
Istituto di scienze marine

Con contributi di
CNR
Istituto di metodologie
per l'analisi ambientale
Valeria Giampaolo

CNR
Istituto di ricerca sulle acque
Rita Masciale
Giuseppe Passarella

CNR
Istituto di scienze marine
Debora Bellafiore

Interazione acque continentali - acque marine

9.1	Introduzione	329
9.2	Monitoraggio	330
9.3	Regime progressivo e stato attuale	333
9.4	Impatti del cambiamento climatico sull'interazione acque continentali - acque marine	335
9.5	Strumenti modellistici di analisi e previsionali	337
9.6	Le domande di ricerca	341
9.7	Referenze bibliografiche	342

L'intrusione salina nelle acque superficiali e sotterranee (*saltwater intrusion* - SWI) è un fenomeno naturale, tipico di aree costiere, regolato dalle dinamiche di equilibrio acqua dolce acqua salata che hanno luogo all'interfaccia tra acque interne e acque marine. Questo fenomeno, che si manifesta con l'ingressione di acque saline nell'area continentale, è molto spesso amplificato dalle pressioni antropiche che interferiscono sugli equilibri naturali, come ad esempio la crescente urbanizzazione e l'impermeabilizzazione dei suoli, il sovrasfruttamento dei corpi idrici sotterranei, le modificazioni dei regimi naturali di deflusso dei corsi d'acqua superficiali e la bonifica delle paludi (Frollini et al., 2022).

Nelle zone costiere i processi naturali (subsidenza, maree, mareggiate) e i cambiamenti climatici (principalmente la riduzione delle precipitazioni e l'innalzamento del livello del mare) si combinano con le attività umane aggravando gli impatti negativi dell'intrusione salina (Befus et al., 2020; Bellafiore et al., 2021). Inoltre, l'aumento in termini di frequenza e intensità degli eventi estremi può ridurre il trasferimento

di acque di scorrimento superficiale verso i sistemi acquiferi (Menichini e Doveri, 2020). Essendo questa una componente di alimentazione preponderante in contesti costieri, la sua riduzione può determinare significative perdite di potenziale idraulico favorendo il processo di SWI.

Innalzando il contenuto di sali sia nelle acque superficiali sia in quelle sotterranee, l'SWI produce un deterioramento qualitativo dell'acqua dolce riducendone drasticamente la disponibilità. L'eccesso di salinità nelle acque può limitarne l'uso in agricoltura a causa dei danni indotti dal sale sui raccolti (Maas e Hoffman, 1977; Zaccaria et al., 2016) fino alla perdita di fertilità del suolo, ma, più in generale, può minacciare intere comunità costiere che dipendono da fonti di approvvigionamento locali per il loro sostentamento idrico (He e MacGregor, 2011), con ripercussioni non solo sul tessuto economico ma anche sulla salute umana. In particolare, in aree deltizie l'SWI può anche avere un impatto negativo sulle attività di acquacoltura e sui servizi ecosistemici, con effetti sulla vegetazione e sulle specie di acqua dolce (Hou et al., 2022).

Il monitoraggio dell'intrusione salina è di grande importanza per la gestione ordinaria della risorsa e la pianificazione di interventi mirati alla sua protezione, recupero e conservazione, in una cornice di particolare vulnerabilità, data la combinazione di pressioni naturali e antropiche che subisce. La scarsità di dati rappresenta spesso una sfida per il monitoraggio della SWI e la gestione sostenibile delle risorse idriche costiere. In particolare, la rete di monitoraggio deve essere progettata e realizzata in modo ottimizzato con riferimento alla disposizione dei punti di misura e campionamento per rappresentare efficacemente nello spazio e nel tempo l'evoluzione del fenomeno.

Il monitoraggio dell'estensione e persistenza del cuneo salino nelle acque superficiali richiede la raccolta, ripetuta, di profili di salinità lungo l'asta fluviale. In Ita-

lia, tali misure sono solitamente eseguite periodicamente o in occasione di eventi siccitosi significativi da enti territoriali quali consorzi di bonifica, autorità di distretto e agenzie regionali. L'effetto di forzanti ad alta frequenza temporale (ad esempio la marea) sull'intrusione salina richiederebbe l'utilizzo di misure di salinità in continuo e con stazioni multiple lungo l'asta fluviale, condizioni che solitamente sono disponibili solo nei corsi principali (ad esempio, Delta del Po). Tutto questo fa sì che se risulta possibile identificare l'occorrenza della SWI non sempre è possibile caratterizzarne l'estensione e la persistenza.

Le acque sotterranee rappresentano la più importante riserva di acqua dolce del pianeta e in ambiente mediterraneo spesso rappresentano l'unica fonte di approvvigionamento laddove i corsi d'acqua superficiali sono mancanti o caratterizzati

da regimi temporanei o effimeri (Alfarrah e Walraevens, 2018). Il monitoraggio delle acque sotterranee, mirato alla conoscenza del loro stato di salinizzazione, richiede strumenti e tecniche differenti da quelle generalmente utilizzate nel monitoraggio ordinario (di sorveglianza e operativo) delle risorse idriche sotterranee al fine della valutazione dello stato ambientale della risorsa (direttive europee 2000/60/CE e 2006/118/CE recepite nell'ordinamento nazionale italiano tramite il D.Lgs. 152/2006 ed il D.Lgs. 30/2009).

Considerata la particolarità del fenomeno intrusivo, che fondamentalmente è governato dalla crescente densità dell'acqua con la profondità, ogni singolo punto di monitoraggio deve essere realizzato fino a profondità sufficienti (nell'ordine di alcune centinaia di metri) a garantire l'attestarsi nelle acque marine di invasione continentale. L'allestimento dei pozzi deve essere accuratamente progettato e realizzato al fine di evitare contaminazioni dirette della colonna d'acqua dall'esterno e garantire il deflusso naturale attraverso la parte saturata. Dal punto di vista delle misure è necessario prevedere frequenti (almeno stagionali) misure dei profili termo-salini lungo la colonna idrica, generalmente realizzati con sonde multi-parametriche, al fine di individuare dinamiche della zona di transizione dovute ad eventuali cambiamenti delle condizioni al contorno (Melloul e Goldenberg, 1997). Ad integrazione dei profili termo-salini, è necessario effettuare campionamenti di porzioni di acqua a diverse profondità per analizzare le sue principali caratteristiche fisico-chimiche in laboratorio (Telahigue et al., 2020).

Affinché le procedure di campionamento non inficino le fasi successive di analisi dei campioni, queste devono essere effettuate in modo statico, quindi utilizzando campionatori di profondità (es.: bottiglia Nansen o Niskin, Hydrasleeve) dotati di appositi si-

stemi di apertura e chiusura tali da garantire il prelievo unicamente alla profondità desiderata. L'uso del campionatore dovrebbe essere affidato a personale esperto capace di evitare il disturbo della colonna d'acqua nelle fasi di discesa e recupero dello stesso. Un importante approfondimento conoscitivo sul contenuto salino dei campioni d'acqua raccolti consiste nel misurare, in laboratorio, i rapporti isotopici della molecola dell'acqua e di alcuni elementi chimici utilizzabili come indicatori di origine delle sorgenti di salinizzazione (Argamasilla et al., 2017; Boumaiza et al., 2020; Butteri et al., 2010; Doveri et al., 2009; Nisi et al., 2022). Tra questi, sono menzionati in letteratura gli isotopi stabili dell'ossigeno e dell'idrogeno, oltre che quelli del boro, dello stronzio, del cloro e del litio.

Di grande ausilio nella valutazione dell'estensione e della persistenza della SWI nelle acque sotterranee sono le indagini geofisiche del sottosuolo in aree costiere basate su metodi elettromagnetici, e più spesso su metodi geoelettrici nei quali la misura della resistività elettrica è utilizzata come indicatore della salinità delle acque sotterranee. La resistività elettrica viene comunemente mappata in applicazioni bidimensionali o tridimensionali, in modalità *time-lapse*, utilizzando comunemente elettrodi installati sul terreno (Costal et al., 2018; Tarallo et al., 2023) o interrati in trincee poco profonde (Ogilvy et al., 2009). In applicazioni meno convenzionali, i dispositivi elettrodi possono essere trascinati da piccole imbarcazioni lungo aste fluviali o laghi costieri (Kiflai et al., 2022). Lavori recenti si sono occupati inoltre dello sviluppo di sistemi di monitoraggio geoelettrico con elettrodi in uno o più pozzi, anche accoppiati a elettrodi installati in superficie (Palacios et al., 2020; Rizzo e Giampaolo, 2022). Questo approccio fornisce immagini del sottosuolo con una risoluzione maggiore rispetto ai metodi geofisici basati su

Figura 9.1
Po di Goro, Delta del Po.



misure solo dalla superficie in quanto gli elettrodi sono installati direttamente nel sottosuolo con la possibilità di coprire l'intera zona di transizione tra acqua dolce e acqua salata.

I dati telerilevati possono rappresentare un modo economicamente vantaggioso per raccogliere informazioni sia sulle acque superficiali che sotterranee, coprendo una vasta area in un breve periodo. Ad esempio, i metodi geofisici elettromagnetici aerotrasportati sono particolarmente utili per rilevare la salinità delle acque sotterranee che influisce sulla conduttività delle acque sotterranee (Delsman et al., 2018). Indagini geofisiche elettromagnetiche possono essere inoltre condotte lungo le aste fluviali utilizzando sistemi trasportati da piccole imbarcazioni al fine di valutare l'estensione del cuneo salino nell'entroterra (Barrett et al., 2005). Tali sistemi possono essere inoltre utilizzati anche per analizzare i cambiamenti spaziali e temporali della salinità delle acque superficiali e sotterranee in laghi costieri poco profondi (Kiflai et al., 2022).

L'utilizzo dei metodi geofisici deve essere valutato con attenzione in base agli obiettivi, preferibilmente sulla base di una combinazione di esperienza e conoscenza preliminare del sottosuolo. In generale, tutte le tecniche geofisiche qui descritte rappresentano un metodo rapido ed economico con cui mappare e monitorare il fenomeno dell'intrusione salina a diverse scale spaziali e temporali. A seconda del metodo geofisico utilizzato la risoluzione spaziale va da pochi decimetri ad alcune centinaia di metri mentre quella temporale varia da poche ore a stagionale. Il monitoraggio geofisico viene generalmente affiancato al monitoraggio tradizionale con il vantaggio di fornire informazioni spaziali più estese rispetto al limitato numero di punti di campionamento di acque superficiali e sotterranee. I metodi geofisici sono inoltre in grado di fornire preziose informazioni aggiuntive sul sottosuolo, fino a profondità di alcune centinaia di metri, supportando l'individuazione di quel-

le aree maggiormente vulnerabili al fenomeno dell'intrusione salina a causa di particolari condizioni geolitologiche.

Per convertire i dati di resistività elettrica o conducibilità elettrica in salinità delle acque è necessario utilizzare relazioni empiriche che mettano in relazione la conducibilità elettrica misurata, la salinità e la temperatura dell'acqua, la presenza di particolato solido in sospensione nei corsi d'acqua, le caratteristiche litologiche e idrologiche del sottosuolo. Nello specifico, per convertire i dati elettromagnetici aerei in conducibilità elettrica e, in ultima analisi, salinità delle acque sotterranee, viene effettuata un processo di inversione. King et al. (2018) hanno utilizzato i dati elettromagnetici aerei e terrestri dei Paesi Bassi per quantificare le differenze tra gli algoritmi di inversione 1-D comunemente utilizzati. Dal punto di vista qualitativo, le inversioni sono risultate coerenti; tuttavia, un'analisi quantitativa dei volumi di salinità delle acque sotterranee risultanti in 3-D evidenzia differenze significative sui risultati della mappatura. Su un volume totale di 2.8 miliardi di m³, la stima del volume delle acque dolci sotterranee differisce fino al 6.5%, a seconda del metodo di inversione utilizzato; il principale fattore di controllo dei risultati è stato individuato nel tipo di modello di partenza scelto. Per quanto riguarda i metodi geoelettrici, è stato dimostrato che l'utilizzo di elettrodi posti in superficie può causare la sottostima della conducibilità elettrica dell'acqua e, di conseguenza, della salinità a causa di una minore risoluzione del metodo in profondità (Beaujean et al., 2014; Huizer et al., 2017). Al contrario, il confronto dei dati geoelettrici ottenuti utilizzando elettrodi in pozzo e i profili di salinità ricavati dai log di pozzo è risultata eccellente e convalida la metodologia (Palacios et al., 2020). Si suggerisce pertanto l'uso congiunto di elettrodi di superficie e in pozzo al fine di migliorare la risoluzione in profondità.

Regime pregresso e stato attuale

Su un periodo di 30 anni, dal 1992 al 2021, sono stati pubblicati 179 studi peer-review incentrati sulla salinizzazione delle risorse idriche, sia superficiali sia sotterranee, lungo le coste italiane (Mastrocicco, 2021). L'ultimo decennio ha visto la pubblicazione del 71% degli studi, che hanno affrontato per la prima volta la quantificazione dell'impatto della salinizzazione, la stima delle proiezioni future e la ricerca di possibili soluzioni al problema. Per quanto riguarda la distribuzione geografica degli studi, il 43% è stata condotta nel delta del Po, il 12% in Sicilia e Sardegna, l'11% nell'Alto Tirreno e il 10% nelle Murge-Salento (Puglia). Gli studi che coprono piccole aree (< 10 km²) sono piuttosto comuni (32%) e sono principalmente situati nel delta del Po, in particolare nella regione dell'Emilia-Romagna, dove sono stati individuati punti critici di salinizzazione e dove gli studi sono stati spesso condotti al fine di trovare soluzioni per proteggere o ripristinare siti specifici. Gli studi regionali che si estendono per più di 1000 km² sono solo il 10% e sono quasi interamente situati nella regione delle Murge-Salento, dove la salinizzazione delle risorse idriche sotterranee è un problema urgente (De Filippis et al., 2016). Infine, considerando il tipo di acquifero indagato, l'81% degli studi è stato effettuato su acquiferi porosi e solo il 19% su acquiferi fratturati. Per gli acquiferi porosi, il maggior numero di studi riguarda i principali delta della penisola italiana (47%).

L'estensione dell'intrusione interna delle acque salate lungo i corsi fluviali è controllata dalle forze che agiscono sia nel dominio fluviale che in quello marino: la di-

spersione avvertiva associata al flusso del fiume, la dispersione associata allo scambio estuarino e l'azione delle maree (Lerczak et al., 2006). L'equilibrio tra queste forze è regolato principalmente dall'azione combinata della portata del fiume e delle oscillazioni del livello del mare (Bellafiore et al., 2021). Pertanto, sebbene siano più evidenti in condizioni di siccità (ad esempio, la siccità estesa nel 2022 nella pianura Padana; Bonaldo et al., 2023), i processi che regolano l'intrusione salina non possono essere attribuiti a un solo fattore. Inoltre, questi processi naturali possono agire sia su scale temporali brevi, come fluttuazioni delle maree e mareggiate, sia su scale temporali lunghe, come fluttuazioni inter-annuali, subsidenza e aumento del livello del mare. Il bilancio tra l'azione del fiume e quella del mare, identificato nella posizione del fronte di mescolamento di acqua dolce e salata, è modulato dall'altezza del mare con un progressivo spostamento a monte del fronte all'aumentare del livello medio del mare. Nel fiume Po l'intrusione marina si estende per decine di chilometri dalla foce verso monte con valori massimi di anche 40 km durante la siccità nel 2022. Essendo i processi che determinano la risalita del cuneo salino fortemente influenzati dalla marea, c'è un'alta variabilità dell'estensione massima dell'intrusione salina (diversi chilometri) nell'arco della giornata (Bellafiore et al., 2021). In generale, la variazione dell'intrusione salina nelle acque superficiali non influisce solo sull'estensione dell'area interessata, ma può portare alla predominanza di alcuni processi idrodinamici, come lo spostamento da una dinamica fluviale diffusiva a una dominata da avvezione.

Analogamente nei sistemi idrici sotterranei costieri il fenomeno dell'intrusione marina viene governato dall'equilibrio dinamico tra la colonna d'acqua dolce, che tende naturalmente a defluire verso il mare secondo il campo di moto che ne regola il deflusso, e il sottostante cono di intrusione dell'acqua di mare nel sottosuolo. Nel caso delle acque sotterranee, il fattore determinante che regola l'intrusione marina è quindi l'altezza della colonna d'acqua dolce. Purtroppo, nelle aree costiere, generalmente sovrappopolate, il consumo pro-capite di acqua dolce induce, soprattutto in aree caratterizzate da climi aridi e semiaridi e da corsi d'acqua superficiali effimeri o mancanti, un sovrasfruttamento della risorsa idrica sotterranea con una conseguente riduzione del suo spessore (Passarella et al., 2017; Telahigue et al., 2020). La conseguente alterazione dell'equilibrio tra acqua dolce/acqua di mare facilita l'avanzamento del cuneo salino e il sollevamento dell'acqua salata sotto i pozzi di estrazione (*up-coning*) (Werner et al., 2013). Il fenomeno dell'intrusione salina negli acquiferi costieri caratterizza quasi tutte le falde acquifere costiere del mondo a diversi livelli (Pacheco-Castro et al., 2021) comprese quelle dell'area mediterranea (Rachid et al., 2021) e dell'Italia in particolare, causando il deterioramento della qualità delle acque sotterranee con effetti dannosi sugli ecosistemi connessi e riducendo la disponibilità della risorsa dolce. Ad aggravare la situazione relativa alle acque sotterranee vi è la caratteristica, naturale lentezza con cui queste ultime tornano allo stato iniziale nell'ipotesi che il sovrasfruttamento cessi o venga ridotto a mezzo di interventi tecnici o gestionali di controllo del fenomeno (Kura et al., 2014).

Accanto al sovrasfruttamento, esistono altre cause minori che contribuiscono all'intrusione marina, come, ad esempio, la eventuale riduzione della ricarica naturale dovuta a possibili cambiamenti nei regimi

di precipitazione ed evapotraspirazione (Meixner et al., 2016; Menichini e Doveri, 2020) o a fenomeni di innalzamento del livello del mare (Masciopinto e Liso, 2016) dovuti a cambiamenti climatici.

Negli ultimi decenni sono state adottate numerose misure di prevenzione e adattamento per limitare le inondazioni costiere e l'ingressione delle acque salate lungo i canali fluviali e le falde acquifere in Europa. Gli interventi dell'uomo possono contenere gli effetti della SWI sulle aree colpite sia attraverso un aumento del flusso verso valle dell'acqua dolce (deviazione del fiume, ottimizzazione dei prelievi e delle consegne di acqua dolce) che attraverso azioni che impediscano il trasporto a monte dell'acqua salina. La strategia ingegneristica più adottata per impedire l'intrusione di cunei di sale negli estuari e nei delta è l'installazione di barriere meccaniche, spesso sommerse (cancelli, dighe, argini) vicino alla foce del fiume che bloccano fisicamente il flusso verso monte dell'acqua salina (White e Kaplan, 2017). Tuttavia, le barriere saline vengono regolarmente danneggiate durante le inondazioni e non sono efficaci durante i periodi di siccità estrema, quando lo strato salino occupa la porzione più grande della colonna d'acqua.

Per quanto riguarda le acque sotterranee, le barriere sotterranee (come palancole, trincee di argilla e iniezione di sostanze chimiche) sono considerate uno dei metodi più efficaci per limitare l'intrusione salina (Armanuos et al., 2020). Anche la ricarica in condizioni controllate delle falde acquifere (nota con il nome di Managed Aquifer Recharge - MAR, si veda anche il Capitolo 8) è una metodologia utilizzata per mitigare la salinizzazione delle acque sotterranee nella zona costiera (Dillon et al., 2019; Kloppmann et al., 2012; Masciopinto, 2013). In particolare, si fa qui riferimento alle trincee e pozzi disperdenti che, se realizzati in prossimità della costa, possono creare una vera e propria barriera dinamica all'intrusione salina.

Impatti del cambiamento climatico sull'interazione acque continentali - acque marine

In Europa, diversi sistemi costieri soffrono del progressivo aumento dell'intrusione salina nelle acque superficiali o sotterranee (Zamsky et al., 2024). Questo processo avviene sia in ambienti micro che macro-mareali con diversi valori di salinità del mare. Il cambiamento climatico induce effetti a diversa scala che possono esacerbare l'estensione e la persistenza dell'intrusione salina. I fattori climatici principali sono l'aumento del livello medio relativo del mare e, a scala più locale, di subsidenza indotta dal sovrasfruttamento delle falde idriche sotterranee, così come la progressiva riduzione delle portate nei fiumi e dei livelli idrici nelle falde dovuta a cambiamenti nei regimi di precipitazione ed evapotraspirazione. Ad esempio, lungo la costa atlantica del Portogallo, l'innalzamento del livello medio del mare è identificato come il fattore dominante per l'aumento dell'intrusione di acqua salata, rispetto alla futura riduzione della portata dei fiumi (Pereira et al., 2022). D'altra parte, la quantificazione dell'effetto relativo dell'innalzamento del livello del mare e della riduzione della portata fluviale nei futuri scenari di cambiamento climatico porta a conclusioni opposte in un sistema microtidale mediterraneo, come il delta del fiume Po. In questo sistema, la riduzione della portata del fiume influisce più sul SWI che sull'aumento del livello del mare (Bellafiore et al., 2021). Si prevede che la salinizzazione indotta dall'innalzamento del livello medio del mare e dai

cambiamenti climatici peggiorerà anche in diverse località costiere del Mare del Nord (Bertels e Willems, 2022).

Riguardo agli effetti dell'aumento del livello medio relativo del mare sull'intrusione marina negli acquiferi costieri, Masciopinto e Liso (2016) riportano un interessante studio di previsione a lungo termine del possibile impatto di questo fenomeno sulle portate di deflusso del complesso sistema acquifero di Murgia e Salento, in Puglia. Queste aree costiere sono caratterizzate da un clima semiarido (Mediterraneo) tendente all'arido (Passarella et al. 2020) con tassi medi di precipitazione minori di 600 mm/anno, come gran parte della regione del Mediterraneo (Grecia, Cipro, Libano, Egitto, Tunisia e Spagna). La ricerca riporta che i cambiamenti climatici (ondate di calore, eventi temporaleschi estremi e cambiamenti nei regimi pluviometrici ed evapotraspirativi), previsti per i prossimi decenni (Clini et al., 2007), combinati con lo stress antropico derivante dallo sfruttamento delle risorse naturali renderanno Murgia e Salento una delle aree più vulnerabili d'Europa all'intrusione salina. Rispetto a valori stimati di deflusso idrico sotterraneo verso il mare, riportati in uno studio di Masciale (2010) e pari a 780 Mm³ e 195 Mm³ all'anno, rispettivamente per gli acquiferi di Salento e Murgia, Masciopinto e Liso (2016) prevedono una riduzione totale del deflusso variabile localmente

da 2 a 10 Mm³ all'anno in base a scenari ipotizzati di innalzamento del livello medio relativo del mare.

Anche l'aumento dei flussi di calore all'interfaccia aria-mare (evaporazione) e il conseguente aumento della salinità del mare possono contribuire all'aumento dell'intrusione salina nelle zone costiere. Inoltre, le variazioni di salinità negli ambienti di transizione modificano l'estensione delle aree eu-, poli-, meso- e oligo-aline. In tutti i sistemi deltizi ed estuarini, la valutazione dell'evoluzione dell'intrusione salina e dei suoi forzanti dovrebbe essere effettuata considerando possibili ulteriori modifiche a lungo termine dell'ambiente morfologico, come la subsidenza.

In aggiunta a questi fattori naturali e

spesso agendo in combinazione con essi, diverse attività antropiche possono esacerbare l'intrusione salina riducendo la disponibilità di acqua dolce. Esempi sono i cambiamenti nell'uso del territorio e nel drenaggio dei terreni, nell'irrigazione, la produzione di energia idroelettrica e lo sfruttamento eccessivo delle falde acquifere costiere. Questa situazione sarà ulteriormente aggravata dalla crescente diminuzione della disponibilità di acqua dolce prevista per l'immediato futuro (Eurisipes, 2023) legata ai cambiamenti climatici, all'aumento di eventi inquinanti, al perdurare dello stato di inefficienza delle infrastrutture idriche con alte percentuali di perdita di acqua nelle reti e di utilizzi poco accorti della risorsa.

Strumenti modellistici di analisi e previsionali

I modelli numerici sono stati ampiamente utilizzati per studiare l'intrusione salina nelle acque superficiali di delta ed estuari (Aristizabal e Chant, 2013; Bellafiore et al., 2021; Rodrigues et al., 2019). In generale, i domini numerici di questi modelli si estendono dalla porzione a valle del bacino idrografico, dove viene raccolta naturalmente la maggior parte del flusso fluviale, fino alla regione costiera. Secondo questa definizione, tutti i corpi idrici di un delta o di un estuario all'interno dei rami fluviali e della costa rappresentano un unico continuum fiume-mare. I processi in sistemi così complessi alla transizione terra-mare sono dinamici e interconnessi. È quindi necessario adottare un approccio olistico, che consideri tutte le entità idrologiche, come i rami fluviali, zone umide (laghi costieri, lagune, paludi) e mare costiero come parti integranti nella definizione dell'intero dominio di calcolo. Inoltre, a causa della complessa geometria e morfologia di questi sistemi, i modelli numerici devono essere in grado di rappresentare l'idrodinamica con adeguata risoluzione, sul piano orizzontale, verticale e temporale. Rispetto ai requisiti sopra riportati, i modelli non strutturati realizzano una transizione senza soluzione di continuità tra diverse scale spaziali, dal fiume alla zona costiera, adottando una risoluzione variabile degli elementi della griglia di calcolo (Ferrarin et al., 2019; Shen et al., 2018; Rodrigues et al., 2019).

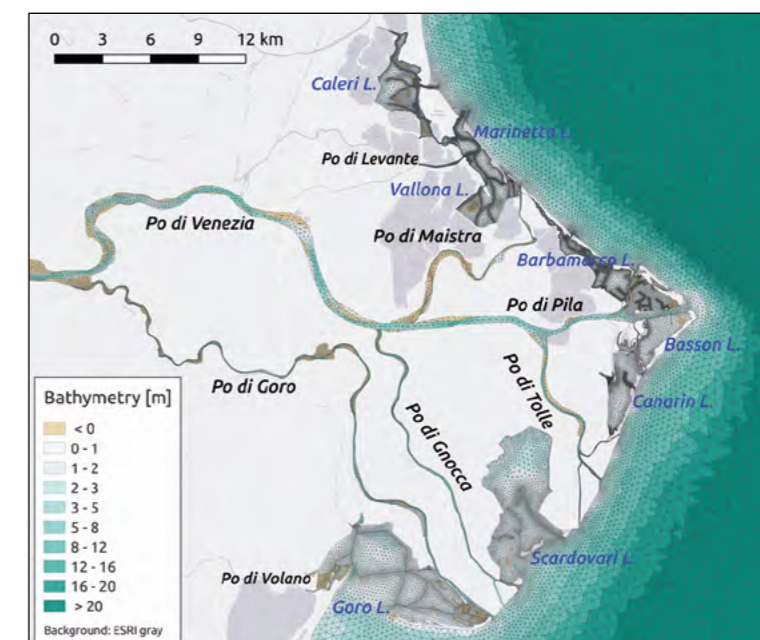
Il modello idrodinamico non strutturato del Delta del Po (Bellafiore et al., 2021; Fig. 9.2) è attualmente in uso presso l'Agenzia regionale per la prevenzione, l'ambiente e l'energia dell'Emilia-Romagna (Arpa) per la previsione delle condizioni marine lungo

la costa della regione e dell'intrusione salina nel Delta del Po. I risultati di tale strumento previsionale verranno integrati nella piattaforma DEWS (*Drought Early Warning System*, si veda anche il paragrafo 11.7.3) gestita dall'Autorità di bacino distrettuale del fiume Po (ADBPo) al fine di supportare la gestione delle risorse idriche e le attività di allertamento in diverse condizioni di regime idrico e meteo-marine.

L'influenza dell'innalzamento del livello del mare sui sistemi idrici sotterranei costieri è stata studiata con strumenti modellistici fin dagli anni '90 (Oude Essink, 1996; Sherif e Singh, 1999). Contributi più recenti riguardano analisi concettuali (globali) basate su confronti analitici di interfacce acqua salina-acqua dolce (Werner e Simmons, 2009), applicazione di modelli 2D (Ketabchi e Jahangir, 2021; Zamrsky et al., 2024) e modelli 3D (Befus et al., 2020).

Figura 9.2

Griglia di calcolo non strutturata del modello idrodinamico del delta del Po rappresentante tutti i rami fluviali, le lagune costiere e parte del mare costiero.



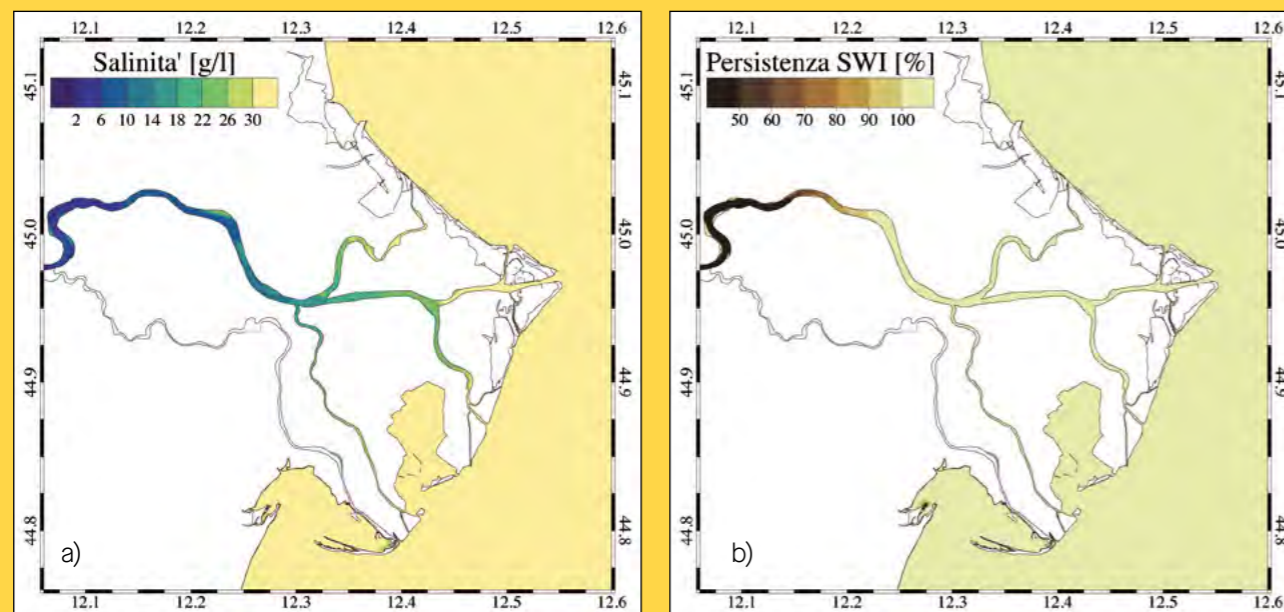
La siccità del 2022-2023 nel bacino del fiume Po. Intrusione salina nel Delta

La grave siccità che ha colpito vaste aree dell'Europa nella primavera e nell'estate 2022 ha determinato una profonda crisi idrica nel bacino del fiume Po con conseguenti portate di deflusso alla sezione di chiusura di Pontelagoscuro inferiori a $150 \text{ m}^3/\text{s}$. Tali portate sono molto al di sotto del valore di $450 \text{ m}^3/\text{s}$, considerato come il valore di portata minima per contrastare la risalita del cuneo salino. Questa situazione ha favorito l'ingresso di acqua marina nel delta con valori record di intrusione salina (determinata da valori di salinità superiori a 2 g/l , che corrisponde al limite per l'irrigazione della concentrazione massima di sali) nelle acque super-

ficiali e sotterranee. I risultati del sistema modellistico TIRESIAS (Ferrarin et al., 2019) per il mese di luglio 2022 riportano valori di salinità sopra soglia fino a distanze superiori a 40 km dal mare lungo il ramo principale del Po di Pila (Fig. 9.3a). Di significativo interesse e impatto è stata anche l'elevata persistenza (definita come % di tempo nel mese di luglio 2022) della presenza di acque salate nei rami del delta (Fig. 9.3b). Le conseguenze sono state drammatiche per la produzione agricola e si sono manifestate come perdita di vegetazione, deterioramento della fertilità del suolo e desertificazione di ampie porzioni di campi (Tarolli et al., 2023).

Figura 9.3

(a) Salinità massima e (b) persistenza di SWI per il mese di luglio 2022 nei rami principali del Delta del Po.



Nella moderna concezione dei sistemi idrici naturali (superficiale e sotterraneo), questi non sono più visti in modo compartimentato ma come un insieme integrato, le cui dinamiche non devono essere separate nella gestione ordinaria e straordinaria delle risorse. Tuttavia, storicamente, lo studio dell'intrusione marina nei sistemi acquiferi costieri ha comunemente fatto riferimento alle simulazioni numeriche come strumento conoscitivo a supporto della gestione della risorsa idrica sotterranea (Bear, 2012; Bear et al., 2013). Con riferimento specifico alla problematica dell'intrusione marina, tra gli approcci di modellazione disponibili, i modelli di flusso delle acque sotterranee a densità variabile possono essere suddivisi in modelli di interfaccia e modelli dispersivi di trasporto dei soluti. Nei modelli di interfaccia, l'acqua dolce e l'acqua di mare sono separate da un'interfaccia netta (Masciopinto, 2006, Mehdizadeh et al., 2015), mentre nei più complessi modelli di trasporto, dispersione e diffusione (SUTRA, FEFLOW, SEAWAT, MODFLOW), la densità del fluido varia in modo continuo da cella a cella del dominio di simulazione (Bakker et al., 2013; Diersch, 2014; Guo e Langevin, 2002; Voss e Provost, 2002).

La prima tipologia di modello, piuttosto semplice nella concezione teorica e nel calcolo, fa riferimento a modelli concettuali monodimensionali e basati su ipotesi molto semplificate; la seconda tipologia, invece, consente di definire sistemi complessi di simulazione (in genere bidimensionali ma, all'occorrenza anche tridimensionali) rappresentativi di condizioni al contorno, iniziali e di deflusso piuttosto vicine al sistema reale. In quest'ultimo caso, la attuale disponibilità di potenti strumenti di calcolo consente di studiare con grande dettaglio i sistemi idrogeologici. Occorre, tuttavia, sottolineare che modelli 3D di intrusione marina non sono sempre di facile applicazione in quanto la complessità dei processi fisici coinvolti e della geometria del bacino, la

scarsità di dati idrogeologici e l'eterogeneità delle caratteristiche idrogeologiche dei sistemi spesso conducono alla progressiva semplificazione del sistema stesso con un conseguente abbassamento della affidabilità del risultato (Dentoni et al., 2015).

Infine, val la pena di citare l'uso, sempre più frequente, di modelli stocastici (geostatistica) di spazializzazione dei dati di monitoraggio raccolti a diverse profondità, su supporto puntuale, finalizzato alla rappresentazione bi- o tridimensionale delle concentrazioni dei parametri di salinità nelle acque sotterranee. Aspetto positivo di quest'ultimo approccio è che la configurazione spaziale dei campionamenti non richiede di affrontare la complicata problematica della parametrizzazione idrogeologica del sistema simulato. Al contrario, un aspetto negativo di questo approccio risiede nel fatto che, come tutte le tecniche statistiche e stocastiche richiede una mole di informazioni spazio-temporali particolarmente significativa (Panagiotou et al., 2022; Pereira et al., 2024).

Per analisi di maggiore dettaglio, i modelli numerici possono sfruttare la disponibilità di dati geofisici spazialmente e temporalmente densi. Lo scopo principale di questo approccio detto idrogeofisico è quello di estrarre dai dati spazio-temporali derivati geofisicamente le informazioni riguardanti il comportamento idraulico del sistema in termini di geometria e distribuzione spaziale dei parametri di un modello idrologico (Cassiani et al., 2022). Si va dagli approcci più semplici di calibrazione/validazione dei modelli (Masciopinto et al., 2017) a quelli più sofisticati di assimilazione completa dei dati (Bouzaglou et al., 2018). In generale gli approcci più semplici e quelli più sofisticati non sono alternativi l'uno all'altro, ma possono essere utilizzati con successo in sequenza per una stima più efficace dei parametri idraulici e della struttura del sistema.

La descrizione e la comprensione dei processi che regolano le interazioni tra acque continentali e marine necessitano in generale di studi integrati che considerino l'interazione tra le acque sotterranee e quelle superficiali per valutare il trasporto di acque saline tra i diversi corpi idrici. A questo scopo andranno pianificate campagne di misura sinottiche nelle acque sotterranee e quelle superficiali (anche attraverso l'integrazione di dati multi-sensore e l'utilizzo di algoritmi di Machine Learning su serie temporali) e sviluppati modelli matematici accoppiati catchment-surface-groundwater. Tali strumenti modellistici sono molto importanti per valutare l'impatto di infrastrutture di mitigazione dell'intrusione salina (e.g., barriere antisale lungo l'asta fluviale, barriere sub-superficiali), anche in relazione a scenari di cambiamento climatico che tengano conto dell'effetto combinato dell'evoluzione del bilancio idrologico e dello stato del mare.

Al fine di gestire al meglio la riserva di acqua dolce disponibile e limitare l'intrusione marina aumentando il carico di acque dolci all'interfaccia acque conti-

entali-marine è necessario sviluppare metodi e strumenti per la ricarica artificiale (Managed Aquifer Recharge) dei sistemi idrici sotterranei costieri in diversi contesti climatici e di uso della risorsa. Tra questi si cita anche la necessità di sviluppare sistemi condivisi di riuso dei volumi idrici derivanti dal trattamento di reflui civili o industriali.

Concludendo, per creare un sistema di valutazione e gestione della risorsa idrica che consideri anche il contenuto di sale nelle zone di foce è necessario integrare strumenti osservativi, modellistici e socioeconomici dei comparti atmosferico, idrologico e marino-costiero. Questo framework multidisciplinare si sta sviluppando per il Delta del Po nell'ambito dell'infrastruttura di ricerca europea DANUBIUS - The International Centre for Advanced Studies on River-Sea Systems (<https://www.danubius-ri.eu/>). DANUBIUS supporterà l'avanzamento della ricerca scientifica e lo sviluppo di servizi science-based a favore degli enti e soggetti incaricati della gestione della risorsa idrica e dell'ambiente costiero.

- Alfarrah, N., Walraevens, K., 2018. Groundwater Overexploitation and Seawater Intrusion in Coastal Areas of Arid and Semi-Arid Regions. *Water* 10, 143. <https://doi.org/10.3390/w10020143>
- Argamasilla, M., Barberá, J.A., Andreo, B., 2017. Factors controlling groundwater salinization and hydrogeochemical processes in coastal aquifers from southern Spain. *Sci. Total Environ.* 580, 50–68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.173>
- Aristizábal, M., Chant, R., 2013. A Numerical Study of Salt Fluxes in Delaware Bay Estuary. *J. Phys. Oceanogr.* 43, 1572–1588. <https://doi.org/10.1175/JPO-D-12-0124.1>
- Armanuos, A.M., Al-Ansari, N., Yaseen, Z.M., 2020. Underground Barrier Wall Evaluation for Controlling Saltwater Intrusion in Sloping Unconfined Coastal Aquifers. *Water* 12, 2403. <https://doi.org/10.3390/w12092403>
- Bakker, M., Schaars, F., Hughes, J.D., Langevin, C.D., Dausman, A.M., 2013. Documentation of the seawater intrusion (SWI2) package for MODFLOW (No. 6-A46). U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/tm6A46>
- Barrett, B., Heinson, G., Hatch, M., Telfer, A., 2005. River sediment salt-load detection using a water-borne transient electromagnetic system. *J. Appl. Geophys.* 58, 29–44. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2005.03.002>
- Bear, J., 2012. *Hydraulics of Groundwater*. Courier Corporation.
- Bear, J., Cheng, A., Sorek, S., Ouazar, D., Herrera, I., 2013. *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: Concepts, Methods and Practices*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-2969-7>
- Beaujean, J., Nguyen, F., Kemna, A., Antonsson, A., Engesgaard, P., 2014. Calibration of seawater intrusion models: Inverse parameter estimation using surface electrical resistivity tomography and borehole data. *Water Resour. Res.* 50, 6828–6849. <https://doi.org/10.1002/2013WR014020>
- Befus, K.M., Barnard, P.L., Hoover, D.J., Finzi Hart, J.A., Voss, C.I., 2020. Increasing threat of coastal groundwater hazards from sea-level rise in California. *Nat. Clim. Chang.* 10, 946952. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0874-1>
- Bellafore, D., Ferrarin, C., Maicu, F., Manfredi, G., Lorenzetti, G., Umgiesser, G., Zaggia, L., Levinson, A.V., 2021. Saltwater intrusion in a Mediterranean delta under a changing climate. *J. Geophys. Res.: Oceans* 126. <https://doi.org/10.1029/2020JC016437>
- Bertels, D., Willems, P., 2022. Climate change impact on salinization of drinking water inlets along the Campine Canals, Belgium. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 42, 101129. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101129>
- Bonaldo, D., Bellafore, D., Ferrarin, C., Ferreretti, R., Ricchi, A., Sangelantoni, L., Vitellotti, M.L., 2023. The summer 2022 drought: a taste of future climate for the Po valley (Italy)? *Regional Environ. Change* 23, 1. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-02004-z>
- Boumaiza, L., Chesnaux, R., Drias, T., Walter, J., Huneau, F., Gareil, E., Knoeller, K., Stummpp, C., 2020. Identifying groundwater degradation sources in a Mediterranean coastal area experiencing significant multi-origin stresses. *Sci. Total Environ.* 746, 141203. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141203>
- Bouzaglou, V., Crestani, E., Salandin, P., Gloaguen, E., Camporese, M., 2018. Ensemble Kalman Filter Assimilation of ERT Data for Numerical Modeling of Seawater Intrusion in a Laboratory Experiment. *Water* 10, 397. <https://doi.org/10.3390/w10040397>
- Butteri, M., Doveri, M., Giannecchini, R., Gattai, P., 2010. Hydrogeologic-hydrogeochemical multidisciplinary study of the confined gravelly aquifer in the coastal Pisan Plain between the Arno River and Scolmatore Canal (Tuscany). In *ISPR: Memorie Descrittive della Carta Geologica d'Italia*, 2010. Proceedings of the Second National Workshop Multidisciplinary approach for porous aquifer characterization, 90, pp. 51-66.
- Cassiani, G., Censini, M., Barone, I., Perri, M.T., Boaga, J., Deiana, R., 2022. Hydrogeophysical Methods for Water Resources Protection and Management. In: Di Mauro, A., Scozzari, A., Soldovieri, F. (eds) *Instrumentation and Measurement Technologies for Water Cycle Management*. Springer Water. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-08262-7_22
- Clini, C., Contaldi, M., Perrella, G., Angeloni, M., Caminiti, N. M., 2007. Fourth national communication under the UN framework convention on climate change.
- Costall, A., Harris, B. Pigois, J.P. 2018. Electrical Resistivity Imaging and the Saline Water Interface in High-Quality Coastal Aquifers. *Surv Geophys* 39, 753–816). <https://doi.org/10.1007/s10712-018-9468-0>
- De Filippis, G., Foglia, L., Giudici, M., Mehl, S., Margiotta, S., Negri, S.L., 2016. Seawater intrusion in karstic, coastal aquifers: Current challenges and future scenarios in the Taranto area (southern Italy). *Sci. Total Environ.* 573, 1340–1351. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.005>
- Delsman, J.R., van Baaren, E.S., Siemon, B., Dabekaussen, W., Karaoulis, M.C., Pauw, P.S., Vermaas, T., Bootsma, H., de Louw, P.G.B., Gunnink, J.L., Wim Dubelaar, C., Menkovic, A., Steuer, A., Meyer, U., Revil, A., Oude Essink, G.H., 2018. Large-scale, probabilistic salinity mapping using airborne electromagnetics for groundwater management in Zeeland, the Netherlands. *Environ. Res. Lett.* 13, 084011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aad19e>
- Dentoni, M., Deidda, R., Paniconi, C., Gahman, K., Lecca, G., 2015. A simulation/optimization study to assess seawater intrusion management strategies for the Gaza Strip coastal aquifer (Palestine). *Hydrogeol. J.* 23, 249–264. <https://doi.org/10.1007/s10040-014-1214-1>
- Diersch, H-J.G. 2014, FEFLOW. Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-38739-5>
- Dillon, P., Stuyfzand, P., Grischek, T., Lloria, M., Pyne, R.D.G., Jain, R.C., Bear, J., Schwarz, J., Wang, W., Fernandez, E., Stefan, C., Pette-nati, M., van der Gun, J., Sprenger, C., Massmann, G., Scanlon, B.R., Xanke, J., Jokela, P., Zheng, Y., Rossetto, R., Shamrukh, M., Pavelic, P., Murray, E., Ross, A., Bonilla Valverde, J.P., Palma Nava, A., Ansems, N., Posavec, K., Ha, K., Martin, R., Sapiano, M., 2019. Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. *Hydrogeol. J.* 27, 1–30. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z>
- Doveri, M., Giannecchini, R., Giusti, G., Butteri, M., 2009. Studio idrogeologico-geochemico dell'acquifero freatico nella zona compresa tra il Canale Burlamacca ed il Fosso della Bufalina (Viareggio, Toscana). *Eng. Hydro. Env. Geology (Giornale di Geologia Applicata)*, 12, 101-117.
- Eurispes, 2023. Un sistema che fa acqua: lo stato delle acque in Italia. Report. https://eurispes.eu/wp-content/uploads/2023/09/eurispes-un-sistema-che-fa-acqua_2023.pdf
- Ferrarin, C., Davolio, S., Bellafore, D., Ghezzi, M., Maicu, F., Mc Kiver, W., Drofa, O., Umgiesser, G., Bajo, M., De Pascalis, F., Malguzzi, P., Zaggia, L., Lorenzetti, G., Manfredi, G., 2019. Cross-scale operational oceanography in the Adriatic Sea. *J. Oper. Oceanogr.* 12, 86–103. <https://doi.org/10.1080/1755876X.2019.1576275>
- Frollini, E., Parrone, D., Ghergo, S., Masciale, R., Passarella, G., Pennisi, M., Salvadori, M., Preziosi, E., 2022. An Integrated Approach for Investigating the Salinity Evolution in a Mediterranean Coastal Karst Aquifer. *Water* 14, 1725. <https://doi.org/10.3390/w14111725>
- Guo, W., Langevin, C.D., 2002. User's guide to SEAWAT; a computer program for simulation of three-dimensional variable-density ground-water flow. US Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/twri06A7>
- He, F.J., MacGregor, G.A., 2011. Salt reduction lowers cardiovascular risk: meta-analysis of outcome trials. *Lancet* 378, 380–382. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(11\)61174-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(11)61174-4)
- Hou, Y., Yang, J., Russoniello, C.J., Zheng, T., Wu, M.-L., Yu, X., 2022. Impacts of coastal shrimp ponds on saltwater intrusion and submarine groundwater discharge. *Water Resour. Res.* 58. <https://doi.org/10.1029/2021WR031866>
- Huizer, S., Karaoulis, M.C., Oude Essink, G.H.P., Bierkens, M.F.P., 2017. Monitoring and simulation of salinity changes in response to tide and storm surges in a sandy coastal aquifer system. *Water Resour. Res.* 53, 6487–6509. <https://doi.org/10.1002/2016WR020339>

- Ketabchi, H., Jahangir, M.S., 2021. Influence of aquifer heterogeneity on sea level rise-induced seawater intrusion: A probabilistic approach. *J. Contam. Hydrol.* 236, 103753. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2020.103753>
- Kiflai, M.E., Whitman, D., Price, R.M., Franckovich, T.A., Madden, C.J., 2022. Geophysical Characterization in the Shallow Water Estuarine Lakes of the Southern Everglades, Florida. *NATO Adv. Sci. Inst. Ser. E Appl. Sci.* 12, 1154. <https://doi.org/10.3390/app12031154>
- King, J., Essink, G.O., Karaolis, M., Siemon, B., Bierkens, M.F.P., 2018. Quantifying Geophysical Inversion Uncertainty Using Airborne Frequency Domain Electromagnetic Data - Applied at the Province of Zeeland, the Netherlands. *Water Resour. Res.* 54, 8420–8441. <https://doi.org/10.1029/2018WR023165>
- Kloppmann, W., Aharoni, A., Chikurel, H., Dillon, P., Gaus, I., Guttman, J., Kraitzer, T., Kremer, S., Masciopinto, C., Miotlinsky, K., Pavellik, P., Pettenati, M., Picot-Colbeaux, G., 2012. Use of groundwater models for prediction and optimisation of the behaviour of MAR sites, in: Kazner, C., Wintgens, T., Dillon, P. (Eds) *Water reclamation technologies for safe managed aquifer recharge*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780400648>
- Kura, N.U., Ramli, M.F., Ibrahim, S., Sulaiman, W.N.A., Zaudi, M.A., Aris, A.Z., 2014. A preliminary appraisal of the effect of pumping on seawater intrusion and upconing in a small tropical island using 2D resistivity technique. *Scientific World Journal.* 796425. <https://doi.org/10.1155/2014/796425>
- Lerczak, J.A., Rockwell Geyer, W., Chant, R.J., 2006. Mechanisms Driving the Time-Dependent Salt Flux in a Partially Stratified Estuary. *J. Phys. Oceanogr.* 36, 2296–2311. <https://doi.org/10.1175/JPO2959.1>
- Maas E.V., Hoffman G.J., 1977. Crop Salt Tolerance—Current Assessment. *J. Irr. Drain. Div.* 103, 115–134. <https://doi.org/10.1061/JR-CEA4.0001137>
- Masciale R., 2010. Aggiornamento del Bilancio Idrogeologico dei Corpi Idrici Sotterranei della Regione Puglia. All. 4.5 alla Relazione finale “Caratteristiche della circolazione idrica negli acquiferi carbonatici pugliesi: deflussi a mare e scambi idrici tra idrostrutture confinanti”. Regione Puglia, Convenzione tra l’Autorità di Bacino della Puglia e l’IRSA-CNR.
- Masciopinto, C., 2006. Simulation of coastal groundwater remediation: the case of Nardò fractured aquifer in Southern Italy. *Environ. Model. Softw.* 21, 85–97. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2004.09.028>
- Masciopinto, C., 2013. Management of aquifer recharge in Lebanon by removing seawater intrusion from coastal aquifers. *J. Environ. Manage.* 130, 306–321. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.021>
- Masciopinto, C., Liso, I.S., 2016. Assessment of the impact of sea-level rise due to climate change on coastal groundwater discharge. *Sci. Total Environ.* 569–570, 672–680. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.183>
- Masciopinto, C., Liso, I.S., Caputo, M.C., De Carlo, L., 2017. An Integrated Approach Based on Numerical Modelling and Geophysical Survey to Map Groundwater Salinity in Fractured Coastal Aquifers. *Water* 9, 875. <https://doi.org/10.3390/w9110875>
- Mastrocicco, M., 2021. Studies on water resources salinization along the Italian coast: 30 years of work. *AS-ITJGW* 10, 7–13. <https://doi.org/10.7343/as-2021-537>
- Mehdizadeh, S.S., Vafaie, F., Abolghasemi, H., 2015. Assessment of sharp-interface approach for saltwater intrusion prediction in an unconfined coastal aquifer exposed to pumping. *Environ. Earth Sci.* 73, 8345–8355. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3996-9>
- Meixner, T., Manning, A.H., Stonestrom, D.A., Allen, D.M., Ajami, H., Blasch, K.W., Brookfield, A.E., Castro, C.L., Clark, J.F., Gochis, D.J., Flint, A.L., Neff, K.L., Niraula, R., Rodell, M., Scanlon, B.R., Singha, K., Walvoord, M.A., 2016. Implications of projected climate change for groundwater recharge in the western United States. *J. Hydrol.* 534, 124–138. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.027>
- Melloul, A.J., Goldenberg, L.C., 1997. Monitoring of Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: Basics and Local Concerns. *J. Environ. Manage.* 51, 73–86. <https://doi.org/10.1006/jema.1997.0136>
- Menichini, M., Doveri, M., 2020. Modelling tools for quantitative evaluations on the Versilia coastal aquifer system (Tuscany, Italy) in terms of groundwater components and possible effects of climate extreme events. *AS-ITJGW* 9. <https://doi.org/10.7343/as-2020-475>
- Nisi, B., Vaselli, O., Taussi, M., Doveri, M., Menichini, M., Cabassi, J., Raco, B., Botteghi, S., Mussi, M., Masetti, G., 2022. Hydrogeochemical surveys of shallow coastal aquifers: A conceptual model to set-up a monitoring network and increase the resilience of a strategic groundwater system to climate change and anthropogenic pressure. *Appl. Geochem.* 142, 105350. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105350>
- Ogilvy, R.D., Meldrum, P.I., Kuras, O., Wilkinson, P.B., Chambers, J.E., Sen, M., Pulido-Bosch, A., Gisbert, J., Jorreto, S., Frances, I., Tsourlos, P., 2009. Automated monitoring of coastal aquifers with electrical resistivity tomography. *Near Surf. Geophys.* 7, 367–376. <https://doi.org/10.3997/1873-0604.2009027>
- Oude Essink, G.H., 1996. Impact of Sea Level Rise on Groundwater Flow Regimes: A Sensitivity Analysis for the Netherlands. Delft University Press.
- Pacheco-Castro, R., Salles, P., Canul-Macario, C., Paladio-Hernandez, A., 2021. On the Understanding of the Hydrodynamics and the Causes of Saltwater Intrusion on Lagoon Tidal Springs. *Water* 13, 3431. <https://doi.org/10.3390/w13233431>
- Palacios, A., Ledo, J.J., Linde, N., Luquot, L., Bellmunt, F., Folch, A., Marcuello, A., Queralt, P., Pezard, P.A., Martinez, L., del Val, L., Bosch, D., Carrera, J., 2020. Time-lapse cross-hole electrical resistivity tomography (CHERT) for monitoring seawater intrusion dynamics in a Mediterranean aquifer. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 24, 2121–2139. <https://doi.org/10.5194/hess-24-2121-2020>
- Panagiotou, C.F., Kyriakidis, P., Tziritis, E., 2022. Application of geostatistical methods to groundwater salinization problems: A review. *J. Hydrol.* 615, 128566. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128566>
- Passarella, G., Bruno, D., Lay-Ekuakille, A., Maggi, S., Masciale, R., Zaccaria, D., 2020. Spatial and temporal classification of coastal regions using bioclimatic indices in a Mediterranean environment. *Sci. Total Environ.* 700, 134415. <https://doi.org/10.3390/w13070958>
- Pereira, H., Sousa, M. C., Vieira, L. R., Morgado, F., Dias, J. M., 2022. Modelling Salt Intrusion and Estuarine Plumes under Climate Change Scenarios in Two Transitional Ecosystems from the NW Atlantic Coast. *J. Mar. Sci. Eng.* 10(2), 262. <https://doi.org/10.3390/jmse10020262>
- Pereira, L. J., Varouchakis, E. A., Karatzas, G. P., Azevedo, L., 2024. Uncertainty Quantification in Geostatistical Modelling of Saltwater Intrusion at a Coastal Aquifer System. *Math. Geosci.* 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11004-023-10120-7>
- Rachid, G., Alameddine, I., El-Fadel, M., 2021. SWOT risk analysis towards sustainable aquifer management along the Eastern Mediterranean. *J. Environ. Manage.* 279, 111760. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111760>
- Rizzo, E., Giampaolo, V., 2022. Direct Current Electrical Methods for Hydrogeological Purposes, in: Di Mauro, A., Scozzari, A., Soldovieri, F. (Eds.), *Instrumentation and Measurement Technologies for Water Cycle Management*. Springer International Publishing, Cham, pp. 387–416. https://doi.org/10.1007/978-3-031-08262-7_16
- Rodrigues, M., Fortunato, A.B., Freire, P., 2019. Saltwater Intrusion in the Upper Tagus Estuary during Droughts. *Geosci. J.* 9, 400. <https://doi.org/10.3390/geosciences9090400>
- Shen, Y., Jia, H., Li, C., Tang, J., 2018. Numerical simulation of saltwater intrusion and storm surge effects of reclamation in Pearl River Estuary, China. *Appl. Ocean Res.* 79, 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.apor.2018.07.013>
- Sherif, M. M., Singh, V. P., 1999. Effect of climate change on sea water intrusion in coastal aquifers. *Hydrol. Process.* 13(8), 1277–1287. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990615\)13:8<1277::AID-HYP765>3.0.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990615)13:8<1277::AID-HYP765>3.0.CO;2-W)
- Tarallo, D., Alberico, I., Cavuoto, G., Pelosi, N., Punzo, M., Di Fiore, V., 2023. Geophysical assessment of seawater intrusion: the Volturino Coastal Plain case study. *Appl. Water Sci.* 13, 234. <https://doi.org/10.2478/s11600-014-0220-y>

Tarolli, P., Luo, J., Straffelini, E., Liou, Y.-A., Nguyen, K.-A., Laurenti, R., Masin, R., D'Agostino, V., 2023. Saltwater intrusion and climate change impact on coastal agriculture. *PLOS Water* 2, e0000121. <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000121>

Telahigue, F., Mejri, H., Mansouri, B., Souid, F., Agoubi, B., Chahlaoui, A., Kharroubi, A., 2020. Assessing seawater intrusion in arid and semi-arid Mediterranean coastal aquifers using geochemical approaches. *Phys. Chem. Earth. Parts A/B/C* 115, 102811. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2019.102811>

Voss, C.I., Provost, A.M., 2002. SUTRA: A model for 2D or 3D saturated-unsaturated, variable-density ground-water flow with solute or energy transport. US Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/wri024231>

Werner, A.D., Simmons, C.T., 2009. Impact of sea-level rise on sea water intrusion in coastal aquifers. *Ground Water* 47, 197–204. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2008.00535.x>

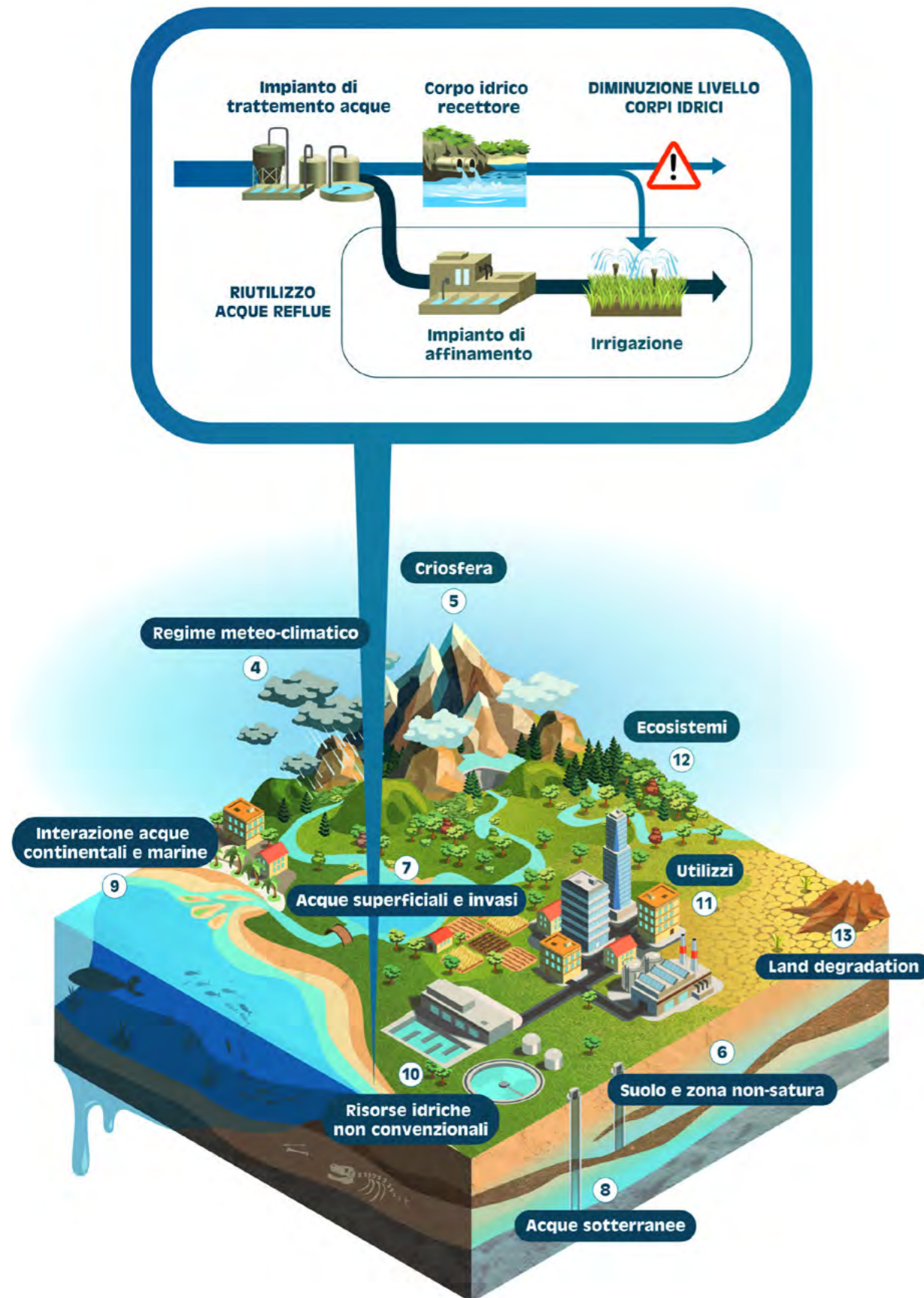
White, E., Kaplan, D., 2017. Restore or retreat? saltwater intrusion and water management in coastal wetlands. *Ecosyst. Health Sustain.* 3, e01258. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1258>

Zaccaria, D., Passarella, G., D'Agostino, D., Giordano, R., Solis, S.S., 2016. Risk assessment of aquifer salinization in a large-scale coastal irrigation scheme, Italy. *Clean* 44, 371–382. <https://doi.org/10.1002/clen.201400396>

Zamrsky, D., Oude Essink, G.H.P., Bierkens, M.F.P., 2024. Global impact of sea level rise on coastal fresh groundwater resources. *Earths Future* 12. <https://doi.org/10.1029/2023EF003581>

How to cite

Ferrarin, C., Bellafiore, D., Giampaolo, V., Masciale, R., Passarella, G. 2024. "Interazione acque continentali - acque marine", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 327-346 Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/09>



Keywords
wastewater reuse
circular economy
contaminant of emerging concern
water management
risk assessment

Parole-chiave
riuso di acque reflue
economia circolare
contaminati emergenti
gestione delle risorse idriche
valutazione del rischio

Curatore
Domenica Mosca Angelucci
CNR
Istituto di ricerca sulle acque

Con contributi di
CNR
Istituto di ricerca sulle acque
Maria Clementina Caputo
Lorenzo De Carlo
Francesca Di Pippo
Andrea Gianico
Alessandro Pagano
Stefano Polesello
Ivan Portoghese
Carlo Salerno
Maria Concetta Tomei

Le risorse idriche non convenzionali

10.1	Introduzione	351
10.2	Evoluzione normativa	355
10.3	Monitoraggio	358
10.4	Stato attuale degli impianti italiani e del riuso di acque reflue	361
10.5	Stato dell'arte delle tecnologie applicate al trattamento delle acque reflue urbane per la produzione di effluenti idonei al riuso	370
10.5.1	Treatment secondary	370
10.5.2	Treatment tertiary	372
10.6	Impatti del cambiamento climatico sugli impianti di depurazione	374
10.7	Le domande di ricerca	377
10.8	Referenze bibliografiche	381

Nell'attuale scenario di cambiamento climatico che determina, in ambito mediterraneo, eventi sempre più frequenti di siccità e scarsità idrica si rende necessario gestire l'acqua in modo sostenibile cercando nuovi equilibri tra disponibilità idrica, bisogni primari dell'uomo, sviluppo e ambiente. È sempre più urgente mettere a punto misure e strategie di gestione delle risorse che consentano di accelerare la transizione dal modello di economia lineare, prevalentemente in uso, verso un modello di economia circolare che sia in grado di garantire un uso efficiente delle risorse idriche. Infatti, se da una parte per mitigare gli effetti della siccità si richiede l'adozione di un modello di gestione razionale della domanda idrica basata su incentivi per il risparmio e la sostenibilità degli utilizzi in grado di promuovere stili di vita e processi produttivi sostenibili, dall'altra è necessario fare sempre più ricorso alla valorizzazione delle risorse idriche non convenzionali con l'intento di prolungare il ciclo di vita dell'acqua adottando strategie che mirino al suo recupero e riutilizzo in modo da rafforzare la resilienza dei sistemi idrici di approvvigionamento da fonti convenzionali.

A livello ambientale, i benefici derivanti dall'implementazione di strategie di utilizzo di risorse idriche non convenzionali si dispiegano sia a monte sia a valle del ciclo idrico. Innanzitutto, esse consentono di limitare il prelievo dai corpi idrici riducendo la pressione antropica sugli ecosistemi, mitigando i conflitti sull'utilizzo della risorsa e consentendo di aumentare la disponibilità di risorse ai fini potabili, già oggi in sofferenza in molte aree italiane (si veda a tal proposito il Capitolo 3). Tali risorse risultano, inoltre, meno sensibili alla stagionalità dei fenomeni meteo-climatici

e quindi possono costituire una preziosa risorsa in situazioni di siccità e scarsità idrica.

Le risorse idriche non convenzionali includono le acque meteoriche (di cui si considera solo la quota parte destinata alla raccolta), le acque reflue depurate e quelle ottenute dalla dissalazione di acque marine e salmastre.

Le acque meteoriche costituiscono, per i volumi in gioco, una risorsa idrica di enorme potenziale da utilizzare in ambito civile, in agricoltura e nell'industria, attraverso sistemi di raccolta e successivo stoccaggio e distribuzione. In prima istanza, la raccolta delle acque meteoriche è spesso implementata in ambito urbano, dove l'impermeabilizzazione delle superfici può facilmente portare a problemi come allagamenti, erosione del suolo e inquinamento delle acque superficiali e la raccolta delle acque piovane può essere particolarmente vantaggiosa per affrontare tali problematiche. Tuttavia, pur considerando l'enorme potenziale idrico derivante dal contributo delle acque meteoriche in termini assoluti, il loro recupero e riutilizzo richiedono interventi infrastrutturali di elevata rilevanza che includono il miglioramento della capacità di captazione, attraverso una puntuale realizzazione di serbatoi e bacini di dimensioni adeguate alle potenzialità e in relazione alle diverse applicazioni agricole e industriali, oltre che la bonifica degli invasi già esistenti. Gli interventi decentralizzati di raccolta dell'acqua piovana potrebbero essere un'alternativa alle grandi opere pubbliche sopramenzionate, tuttavia, è necessaria una transizione verso città basate sul *Water-Sensitive-Concept* mediante un approccio integrato (i) per

raccogliere l'acqua, immagazzinarla per rallentare il deflusso e facilitarne l'infiltrazione per ricaricare gli acquiferi e mitigare le inondazioni; (ii) per prevenire il collasso dei sistemi fognari e degli impianti di trattamento e, allo stesso tempo, prevenire che il carico inquinante scaricato degradi i corpi idrici; (iii) per il suo successivo utilizzo basato sul principio della idoneità all'uso urbano (irrigazione giardini, pulizia strade, etc.) e turistico (strutture ricettive, scarico wc, torri di raffreddamento, etc.) (Cousins, 2018). Un paradigma differente di pianificazione urbanistica è quello incentrato sulla gestione delle acque meteoriche che va sotto il nome di *Sponge-City-Concept* (Città-Spugna) e si pone come obiettivo quello di contrastare gli effetti del cambiamento climatico sia per gli eventi di inondazioni che per quelli di scarsità idrica. Il programma delle *Sponge City* nasce in Cina nel 2014 (Liu et al., 2017) al fine di affrontare i numerosi problemi del paese legati alle inondazioni e alle risorse idriche, con l'obiettivo di creare città in grado di ritenere, infiltrare e purificare naturalmente le acque piovane. Le *Sponge City* si basano su due principi fondamentali: la bio-ritenzione e la catena di trattamento delle acque piovane intese come *Nature-Based-Solutions* (NBS) in ambito urbano. La combinazione delle azioni di rigenerazione e ritenzione naturali date dalle caratteristiche del terreno e della vegetazione, insieme a un corretto sviluppo di un sistema di gestione delle acque, basato su tecnologie verdi quali tetti verdi, pavimenti permeabili, etc., portano alla progettazione di ampie aree permeabili che fungono da regolatore naturale del ciclo dell'acqua e del clima urbano. Dal punto di vista del bilancio idrico urbano, lo *Sponge-City-Concept* rappresenta un'estensione del principio di "invarianza idraulica e idrologica" secondo il quale il deflusso risultante dal drenaggio di un'area deve rimanere invariato dopo una trasformazione dell'uso del suolo

avvenuto nell'area stessa, ossia dopo lavori di edificazione e urbanizzazione. Tale principio viene richiamato anche in vari regolamenti regionali che disciplinano alcune tipologie di interventi: edilizi e urbanistici e per le infrastrutture stradali (ad esempio nel regolamento regionale della Lombardia, n. 7 del 23 novembre 2017).

La desalinizzazione delle acque marine e salmastre costituisce un'importante alternativa in grado di offrire un'acqua di alta qualità e indipendente dal regime meteo-climatico, sebbene la sua applicazione sul territorio nazionale risulti al momento caratterizzata da una scarsa diffusione. In Italia, infatti, nel 2012 risultavano in esercizio solo 31 impianti di dissalazione, la cui produzione media annua di acqua dissalata, comprensiva sia dell'aliquota per uso industriale che di quella per uso potabile, ammontava a circa 17.8 milioni di metri cubi (Istat, 2019). L'acqua prodotta da questi impianti, prevalentemente ubicati sulle isole principali, lungo la costa tirrenica centro-settentrionale e sulla costa adriatica della Puglia, era utilizzata per il 71% all'interno di processi produttivi, mentre il restante 29% è finalizzata all'uso potabile. Ad oggi, il numero degli impianti attivi sul territorio nazionale è aumentato a 340, con una produzione annua pari a 239.8 milioni di metri cubi (The European House - Ambrosetti, 2024). Nonostante il marcato incremento negli ultimi 10 anni, l'Italia incide solo per il 7.6% alla capacità di produzione giornaliera europea (dopo la Spagna con il 62.1%) e il relativo mercato è scarsamente dinamico, dal momento che molti degli impianti in esercizio sono stati realizzati prima del 2000. Le motivazioni alla base della loro scarsa diffusione dipendono dai relativi costi di impianto e di esercizio, ancora troppo elevati, dalle conseguenze ambientali dirette (elevato consumo energetico e impatti sugli ecosistemi marini) e dalle problematiche connesse alla gestione degli ingenti volumi di salamoie pro-

dotti nel processo. La loro applicazione è dunque da riservare a situazioni in cui non sia possibile prevedere reali alternative e si disponga sia di energia a basso costo sia della capacità tecnologica ed economica di sostenere i costi d'investimento e tutti gli oneri operativi, incluse le costanti manutenzioni.

Considerare le acque dissalate una soluzione permanente all'approvvigionamento idrico potrebbe infatti creare un senso di sicurezza basato su una risorsa illimitata che può ridurre l'attenzione alla domanda di acqua, favorendo un incremento dei consumi e mettendo sotto pressione i sistemi idrici locali. Questa soluzione potrebbe essere vista come il trasferimento dei problemi da una scarsità (acqua dolce) a un'altra (energia), posticipando così la risoluzione dei problemi (Ricart et al., 2021). È comunque opportuno segnalare che in taluni contesti territoriali, a causa del progressivo depauperamento degli acquiferi costieri, si sta seriamente prendendo in considerazione la dissalazione come fonte idrica integrativa a quelle convenzionali. La realizzazione di impianti di dissalazione, con particolare riferimento ad acque salmastre (di falda o di sorgente) è stata inserita, ad esempio, nel Piano d'ambito della Regione Puglia 2020-2045 (approvato il 13 marzo 2023) per la necessità di incrementare la resilienza degli schemi idrici della penisola salentina, attualmente dipendenti da fonti idriche sotterranee costituite da acquiferi costieri.

Nonostante la maggior parte delle risorse idriche sotterranee costiere sia costituita da acque salmastre, con solidi disciolti totali, Total Dissolved Solids (TDS) compresi tra i 500 e i 5000 mg/L, tali risorse rimangono in gran parte non sfruttate in molte parti del mondo. La tendenza, nei prossimi anni, verso un loro maggiore sfruttamento è probabile in quelle situazioni locali in cui vi è una crescente pressione sulle risorse idriche conven-

zionali. È opportuno segnalare che la desalinizzazione delle acque salmastre richiede, rispetto alle acque marine, una minore quantità di energia (la pressione applicata per l'osmosi inversa dell'acqua salmastra varia tipicamente da 17 a 27 bar a fronte dei 55-82 bar necessari per l'acqua di mare) e, al contempo, garantisce un maggiore recupero di acqua prodotta (del 75-85%) per unità di acqua trattata rispetto alla desalinizzazione dell'acqua di mare (35-45%). Infine, per le acque sotterranee con TDS inferiori a 10 000 mg/L, il consumo energetico specifico riportato nella letteratura esaminata è compreso tra 0.26 kWh/m³ e 3 kWh/m³ (Ahdab e Lienhard, 2021). Questi aspetti rendono la desalinizzazione delle acque salmastre di estremo interesse per alcuni contesti territoriali, tuttavia il limite principale, oltre al costo energetico, è la produzione di un flusso di salamoia concentrato (da 4 a 10 volte più concentrato in salinità dell'acqua di alimentazione) che deve essere opportunamente smaltito. I costi elevati per la gestione della salamoia negli impianti alimentati da acque sotterranee salmastre (tra il 5 e il 33% del costo totale di produzione) rappresentano un forte ostacolo all'implementazione diffusa della dissalazione di acque salmastre. Le sorgenti costiere salmastre (con TDS compresi tra 5000 e 20 000 mg/L) sono considerate siti molto adatti per la realizzazione di impianti ad osmosi inversa grazie ai minimi costi di smaltimento delle salamoie direttamente in mare.

Per completare il quadro delle possibili fonti idriche, è fondamentale considerare le acque reflue depurate che costituiscono una risorsa idrica di rilevanza grazie alla continuità della loro produzione e al monitoraggio qualitativo cui sono periodicamente sottoposte. Secondo l'ultimo censimento Istat del 2020 (Istat, 2022), oltre 18 000 impianti di depurazione dislocati sul territorio na-

zionale trattano circa 6.7 miliardi di m³ all'anno di acque reflue corrispondenti a circa il 25% del prelievo idrico totale del Paese. L'implementazione di strategie di riutilizzo di effluenti depurati, svincolati dalla stagionalità dei fenomeni meteorologici, può contribuire efficacemente a contrastare episodi di scarsità idrica e fornire un supporto al soddisfacimento del fabbisogno sia nel settore civile che, soprattutto, nei sistemi produttivi. Questo impatto risulta particolarmente significativo nel contesto agricolo, caratterizzato da un'elevata idroesigenza e stagionalità d'uso, che implica la necessità di soluzioni sostenibili in grado di fronteggiare l'incremento di domanda durante la stagione irrigua.

Fatta questa premessa su potenzialità e limiti delle diverse fonti idriche non convenzionali, con riferimento al contesto italiano e sulla base di normativa e tecnologie al momento disponibili, le acque reflue depurate rappresentano la fonte che, nel breve periodo, potrebbe dare il maggior contributo alla gestione sostenibile di episodi di scarsità idrica, riducendo la dipendenza da fonti tradizionali e mitigando gli impatti ambientali. Il riuso di tali fonti offre svariate possibilità d'impiego. Nel contesto agricolo costituisce una risorsa di grande valore per l'irrigazione, grazie al loro potenziale di fertilizzante per la presenza di nutrienti (azoto e fosforo) indispensabili alle colture (Vivaldi et al., 2022). Inoltre, le acque reflue depurate possono trovare applicazione nell'ambito industriale, ad esempio come acque di raffreddamento, per alimentare le caldaie, come componente del processo produttivo e nell'edilizia. Nei contesti urbani, possono essere sfruttate per l'irrigazione di parchi e zone residenziali, nonché per scopi ricreativi e ambientali, compresi utilizzi come la ricarica di laghi, stagni e corsi d'acqua. Inoltre, con scopi ambientali, le acque reflue possono essere impiegate per la ricarica

indiretta della falda sotterranea (si veda a tal proposito il Capitolo 8). Particolarmente interessanti sono le applicazioni nell'ambito degli acquiferi costieri, data la loro maggiore sensibilità all'intrusione salina, fenomeno che può essere contrastato mediante l'introduzione di acque reflue trattate. È essenziale sottolineare che ciascuna forma di riutilizzo richiede la conformità ai parametri di qualità e agli standard di riferimento della relativa destinazione d'uso. Infine, nell'ottica del bilancio idrico, è opportuno fare alcune considerazioni sulle politiche di riutilizzo delle acque reflue. Va infatti considerato che:

- **al riutilizzo irriguo delle acque reflue depurate corrisponde il mancato apporto della stessa risorsa ai corpi idrici superficiali (poiché gli scarichi di acque reflue depurate contribuiscono a sostenere il deflusso ecologico dei corpi idrici superficiali nei periodi di magra);**

- **il riutilizzo per scopi irrigui a livello quantitativo può contribuire su vasta scala alla sostituzione di una quota tra il 5 e il 10% della domanda attuale e quindi a una modesta riduzione di prelievi di risorsa convenzionale;**

- **i vantaggi del riutilizzo irriguo (in agricoltura come nel verde urbano) sono maggiori in contesti a elevata scarsità idrica, ovvero nei casi in cui la risorsa convenzionale risulta depauperata a causa del sovrasfruttamento e della riduzione della ricarica naturale, come accade in molti acquiferi costieri;**

- **in molti contesti territoriali il riutilizzo irriguo è una pratica virtuosa che consente il non-scarico dell'effluente trattato nell'ambiente, evitando ad esempio lo scarico in battigia o nei pressi delle foci fluviali, con evidenti vantaggi per la balneabilità e fruizione dei tratti di costa interessati.**

Con l'obiettivo di delineare le potenzialità di riutilizzo delle acque reflue depurate ai fini del bilancio idrico, risulta di prioritaria importanza la definizione del quadro normativo di riferimento in ambito sia nazionale che internazionale.

Nel contesto europeo, un cambiamento significativo è rappresentato dalla pubblicazione e successiva entrata in vigore del Regolamento 2020/741/UE che stabilisce i requisiti minimi di qualità per le acque destinate al riutilizzo, con particolare attenzione al settore agricolo. L'obiettivo principale di questo regolamento è armonizzare le normative nazionali già esistenti in quest'ambito e promuovere lo sviluppo di nuovi strumenti legislativi nei Paesi che non ne sono ancora dotati. Questa armonizzazione mira inoltre a regolamentare il mercato europeo dei prodotti agricoli irrigati con fonti non convenzionali dal punto di vista della qualità delle fonti utilizzate. I principali aspetti innovativi di tale regolamento stabiliscono un diverso approccio alla gestione del riuso delle acque. Anzitutto l'obiettivo dichiarato di questo strumento normativo è di favorire il riutilizzo delle acque come strumento di adattamento agli effetti dei cambiamenti climatici, in applicazione, tra l'altro, del generico

dettato della Water Framework Directive (WFD, 2000/60/CE). In secondo luogo, il regolamento stabilisce in modo univoco che la conformità della qualità delle acque destinate al riuso dev'essere misurata in corrispondenza del punto di consegna di tali acque dall'impianto di produzione al successivo attore della catena di valore. In terzo luogo, viene individuata come il cardine principale di tutte le attività di riutilizzo delle acque la gestione del rischio. È importante sottolineare che il regolamento 2020/741/UE è un regolamento europeo e si applica direttamente negli Stati membri dopo la sua entrata in vigore, senza richiedere il recepimento nel diritto nazionale. L'approccio innovativo basato sulla valutazione integrata del rischio, non più basato su una semplice lista di sostanze da controllare, si scontra inevitabilmente con la legislazione nazionale in vigore che è basata su questo principio tradizionale (D.M. 185/2003). La normativa attualmente vigente in Italia stabilisce infatti le norme tecniche, con l'indicazione dei parametri chimici e biologici da rispettare, affinché le acque reflue domestiche o assimilate alle domestiche, urbane e industriali, possano essere riutilizzate nei diversi ambiti (irriguo, civile e industriale). La pratica del riuso è quindi formalmente

consentita, previo il raggiungimento di un certo grado di qualità, mediante un approccio che minimizzi i potenziali rischi connessi al riuso, senza considerare un'analisi di rischio sito-specifica. Per questo motivo nel D.L. 39/2023 (cosiddetto "Decreto Siccità") convertito con modificazioni dalla L. 68/2023, sono state incluse disposizioni per fronteggiare la crisi idrica con misure sul riutilizzo di acque reflue, fanghi di depurazione, acque meteoriche e dissalatori. In esso sono stati inseriti diversi articoli sul riutilizzo agricolo delle acque reflue, che riportano le prescrizioni minime del regolamento europeo 2020/741/UE. In questo contesto, bisogna ricordare anche il D.M. 100/2016 che disciplina il ravvenamento dei corpi idrici sotterranei limitando l'autorizzazione solo al ravvenamento con corpi idrici superficiali naturali in stato di qualità "buono". In questo modo si proibisce qualunque azione di ricarica artificiale della falda che utilizzi acqua reflua dopo opportuni trattamenti, la cosiddetta *Managed Aquifer Recharge* (MAR), procedura operativa o in studio in molti paesi dell'UE e anche extra-UE. A questa tecnica sarà dedicata una prossima Linea Guida ufficiale europea preparata dal *CIS working group Groundwater*, che delinea il quadro normativo per la MAR, con l'obiettivo di garantire l'adozione di tecniche sicure di ricarica gestita delle falde acquifere nell'UE.

Infine, in conseguenza all'emanazione del Regolamento 2020/741/UE, il Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica (MASE) ha avviato una procedura di armonizzazione con la normativa nazionale. In primo luogo, sono state evidenziate le differenze di tale regolamento con la normativa italiana attualmente in vigore (D.M. 185/2003) che si differenzia per l'ambito di applicazione e destinazioni d'uso, oltre che per le categorie di soggetti responsabili, e una diversa

tipologia di approccio ai fini della verifica di qualità delle acque ma soprattutto non prevede l'approccio basato sulla gestione del rischio. Quindi, il MASE ha elaborato una bozza di Decreto del Presidente della Repubblica (D.P.R.) a marzo 2023 che tiene conto delle differenze descritte in un'ottica evolutiva di adeguamento normativo e con l'obiettivo di favorire una maggiore diffusione della pratica del riutilizzo dei reflui nel nostro Paese. La bozza di decreto prevede il riuso a scopi diversi dall'irriguo, introducendo nuove possibilità di riutilizzo ai fini:

- **industriali (che include acque antincendio, acque di processo, acque di lavaggio, acque per i cicli termici dei processi industriali);**

- **civili (ad esempio per lavaggio delle strade nei centri urbani o di automobili, irrigazione del verde pubblico e privato, aree verdi e servizi igienici di impianti sportivi, alimentazione di fontane ornamentali, sistemi di riscaldamento o raffreddamento e reti duali di adduzione, separate da quelle idropotabili, con esclusione dell'utilizzazione diretta di tale acqua negli edifici a uso civile, ad eccezione degli impianti di scarico nei servizi igienici);**

- **ambientali (che includono la regolazione del flusso di corsi d'acqua che presentano lunghi periodi di secca nel corso dell'anno e portate critiche inferiori al deflusso minimo vitale o flusso ecologico, l'alimentazione, il ripristino o il miglioramento dei sistemi delle aree umide e habitat naturali e di stagni, maceri, piccole pozze e vasche di fitodepurazione-evapotraspirazione, il recupero di corsi d'acqua caratterizzati da uno stato qualitativo non buono secondo la *Water Framework Directive* (2000/60/CE), la ricarica indiretta di falde acquifere non destinate al consumo di acqua potabile).**

Il D.P.R., dopo la fase di consultazione pubblica, secondo il MASE stesso sarà in vigore entro il 2024. Tale adeguamento normativo andrà a colmare una lacuna che fino ad oggi è considerata una delle motivazioni principali che ha rallentato, se non ostacolato, l'implementazione degli schemi di riuso delle acque reflue trattate.

Infine, per chiudere il percorso normativo attualmente in evoluzione, è importante citare la revisione della vecchia direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane (*Urban Waste Water Treatment Directive*, UWWTD, 1991/271/CEE), attualmente in vigore, che porterà con sé alcune profonde modifiche sulle politiche di gestione della depurazione. La nuova direttiva, approvata il 01/03/2024, dovrebbe entrare in vigore nel corso del 2024. Le azioni previste includono nuovi (e più elevati) livelli di rimozione di nutrienti e microinquinanti (in particolare composti farmaceutici e cosmetici), il rafforzamento del monitoraggio di contaminanti emergenti, l'incentivazione della pratica del riuso mediante una roadmap composta dai seguenti passi:

- entro il 2035 il trattamento secondario delle acque reflue urbane sarà obbligatorio per tutti gli agglomerati con almeno 1000 Abitanti Equivalenti (AE);

- entro il 2039, i Paesi dell'UE dovranno garantire invece il trattamento terziario (rimozione di azoto e fosforo) per impianti che coprono 150 000 AE o più, estendendolo entro il 2045 a impianti che coprono almeno 10 000 AE;

- entro il 2045, tutti gli impianti con oltre 10 000 AE dovranno sottoporre le acque ad un trattamento aggiuntivo per la rimozione di microinquinanti ("trattamento quaternario");

- entro il 2050 tutti gli impianti dovranno raggiungere la neutralità energetica.

Il monitoraggio delle acque reflue depurate è un aspetto di cruciale importanza per garantirne la qualità e la sicurezza, con particolare attenzione al loro riutilizzo, sia esso agricolo, industriale o addirittura indirettamente potabile nel caso di ricarica delle falde. Il monitoraggio, nel caso delle acque reflue, oltre a consentire la valutazione dell'eventuale presenza di contaminanti, quali agenti patogeni, sostanze chimiche o nutrienti in eccesso, che potrebbero compromettere la qualità dell'acqua del corpo idrico ricettivo e la salute pubblica, fornisce dati essenziali per valutare l'efficacia dei processi di depurazione e per adattare le pratiche di gestione delle risorse idriche in base alle esigenze e alle sfide specifiche di ciascuna area. Pertanto, un sistema di campagne di monitoraggio è fondamentale per garantire la conformità delle acque reflue al loro successivo riutilizzo in termini sia biologici che chimici.

La Tabella 10.1 riporta i limiti di emissione stabiliti dal D.Lgs. 152/2006 per impianti di depurazione di acque reflue urbane che ecapitano in corpo idrico superficiale, aree sensibili e su suolo. Nella stessa tabella sono inoltre riportati i requisiti di qualità delle acque reflue ai fini del riutilizzo stabiliti dal D.M. 185/2003 che rimandano al D.Lgs. 152/1999. Vale la pena specificare che, per entrambi i casi, il valore di *E. coli* riportato in Tabella 10.1 è un valore consigliato. Nella Tabella 10.1 sono incluse anche le prescrizioni recentemente introdotte dal Regolamento 2020/741/UE sulle acque reflue affinate destinate al riutilizzo agricolo. In alcuni casi (sostanza organica e solidi sospesi, SS) le prescrizioni risultano più restrittive rispetto ai limiti attualmente in vigore per gli scarichi delle acque reflue urbane nei corpi idrici.

Il regolamento europeo, infatti, in funzione dei diversi utilizzi agricoli consentiti e delle tecniche di irrigazione impiegate, distingue le seguenti quattro classi di qualità delle acque (All. 1, Sez. 2, Tab. 1):

I) classe A: colture alimentari da consumare crude la cui parte commestibile è a diretto contatto con le acque affinate, e piante da radice da consumare crude; qualunque tecnica di irrigazione;

II) classe B: colture alimentari da consumare crude la cui parte commestibile è prodotta al di sopra del livello del terreno e non è a diretto contatto con le acque affinate, colture alimentari trasformate e colture non alimentari, comprese le colture utilizzate per l'alimentazione di animali da latte o da carne; tutte le tecniche di irrigazione differenti da quelle indicate al punto III;

III) classe C: stesse colture del punto II; irrigazione a goccia o comunque senza contatto diretto con la parte commestibile della coltura;

IV) classe D: colture industriali, da energia e da sementi; qualunque tecnica di irrigazione.

Inoltre, il regolamento europeo prevede per gli agenti patogeni, oltre al monitoraggio di *E. coli*, anche analisi di *Legionella spp.* (con limite <1000 UFC/L) se vi è rischio di diffusione per via aerea e Nematodi intestinali (con limite di uova di elminti ≤ 1 uovo per litro nel caso di usi irrigui di pascoli e campi da foraggio).

Il regolamento indica, inoltre, che il monitoraggio deve avvenire con frequenze minime riportate nella Tabella 3 al "punto di conformità" definito come il punto in cui un gestore dell'impianto di affinamento consegna l'acqua affinata al soggetto che ne farà uso, cioè l'agricoltore.

Normativa	BOD ₅ (mg/L)	COD (mg/L)	SS (mg/L)	P (mg/L)	N (mg/L)	<i>E. coli</i> UFC/100mL
D.Lgs. 152/2006 ^a	25	125	35			-
D.Lgs. 152/2006 ^b	20	100	25	1 ^c -2 ^d	10 ^c -15 ^d	<5000
D.Lgs. 152/1999 ^e	40	160	80			<5000
2020/741/UE	10-40 ^f	-	10-80 ^f			10-10 000 ^f

^a per scarichi in corpo idrico superficiale e aree sensibili (Riferimento Tabella 1 e 2, All. 5, Parte terza)

^b per scarichi su suolo

^c per AE 10 000-100 000

^d per AE >100 000

^e requisiti previsti da D.Lgs. 185/2003

^f dipende dalla classe di qualità delle acque affinate e tecniche di irrigazione e utilizzi agricoli consentiti

Oltre alle prescrizioni minime richieste per la qualità delle acque destinate ai fini irrigui (All. I, Sez. 2 del regolamento 2020/741/UE), sulla base dell'analisi di rischio prevista dal regolamento, si può rendere necessaria l'adozione di prescrizioni supplementari (All. II, sez. B) al fine di garantire un livello adeguato di protezione dell'ambiente e della salute umana e animale che includono il monitoraggio di metalli pesanti, agenti antiparassitari, sottoprodotti di disinfezione, farmaci e antibiotici, e altri contaminanti emergenti e microinquinanti, tra cui le microplastiche e la resistenza agli agenti antimicrobici. Le acque reflue possono contenere, infatti, dei contaminanti definiti emergenti (Contaminants of Emerging Concerns, CEC,) la cui presenza dipende dalla forte pressione antropica, incluse intense atti-

vità agricole e industriali. Non esiste una categorizzazione standardizzata dei CEC ma le categorie più generalmente utilizzate includono farmaci, prodotti per la cura personale e domestica, plastificanti, ritardanti di fiamma, prodotti di origine industriale e pesticidi (Tab. 10.2). Ad essi si aggiungono anche contaminanti di natura microbiologica quali i batteri resistenti agli antibiotici (Antibiotic Resistant Bacteria, ARB) e i geni di resistenza agli antibiotici (Antibiotic Resistance Genes, ARG) e le microplastiche. I CEC sono generalmente presenti a concentrazioni molto basse, ma spesso presentano elevata persistenza, scarsa biodegradabilità e significativa tossicità, tanto da non essere rimossi efficientemente dagli impianti di depurazione convenzionali, principalmente basati su processi biologici (Rizzo et al., 2020).

Categoria	Effetti
Antibiotici	Resistenza agli antibiotici
Disinfettanti	Genotossicità, citotossicità, cancerogenicità
Ritardanti di fiamma	Distruzione endocrina, segnalazioni di aumento rischio di cancro
Prodotti legati allo stile di vita (Caffeina, Nicotina)	Stress cellulare, effetti negativi sull'attività riproduttiva negli animali
Farmaci (da banco o con prescrizione) e metaboliti	Aumento dei tassi di cancro, danni agli organi, effetti sulla salute sconosciuti
Prodotti per la cura personale	Resistenza batterica, distruzione endocrina
Ormoni	Distruzione endocrina
Prodotti chimici domestici e industriali (BPA, additivi, PFAS, anticorrosivi come benzotriazoli)	Rischio per la salute umana, effetti vari e spesso inesplorati

Tabella 10.1

Requisiti di qualità delle acque reflue municipali trattate per diverse legislazioni nazionali ed europee (COD: Chemical Oxygen Demand, BOD: Biochemical Oxygen Demand).

Tabella 10.2

Categorie di inquinanti emergenti nelle acque reflue trattate e i loro effetti avversi (modificata da Alcalde-Sanz e Gawlik, 2014; Tomei e Mosca Angelucci, 2017).

Sebbene attualmente non ci siano limiti allo scarico per la maggior parte di essi, la Decisione europea 2015/495/EU ha stabilito un primo elenco di 17 composti organici da monitorare, successivamente aggiornato e integrato dalle Decisioni di esecuzione 2018/840/UE e 2020/1161/UE. Infine, la nuova Direttiva delle acque reflue urbane, in fase di revisione, introdurrà il monitoraggio di una più estesa lista di inquinanti emergenti, che include le sostanze alchiliche perfluorate e polifluorate (Per- e polyfluoroalkyl substances, PFAS), una gamma di pesticidi e loro prodotti di degradazione (come il glifosato), il Bisfenolo A, molti farmaci e antibiotici, microplastiche e resistenza agli antibiotici.

In generale, il riutilizzo delle acque reflue trattate non è positivamente correlato al numero di criteri di qualità obbligatori e allo sforzo necessario per monitorarli. Israele e Italia vengono spesso riportati come esempi estremi: mentre il primo è leader nel settore del riutilizzo dell'acqua reflua trattata con il monitoraggio di una dozzina di parametri, in Italia vengono monitorati più di 50 parametri, definiti da norme regionali, ma solo una piccola percentuale delle sue acque reflue viene effettivamente riutilizzata (Bio by Deloitte et al., 2015).

Un aspetto importante da tenere in considerazione nell'ambito del monitoraggio è il destino dei CEC presenti nelle acque reflue riutilizzate e dei loro effetti sul suolo, sulle piante e sul relativo microbiota. I CEC andrebbero monitorati poiché potrebbero accumularsi nel suolo e nelle piante e, eventualmente, raggiungere livelli tossici per gli organismi che se ne nutrono, compresi gli esseri umani e gli animali selvatici e da allevamento. Studi recenti sono stati condotti sul destino e gli effetti di alcuni CEC (selezionati in base alla loro nota prevalenza e refratta-

rietà alla rimozione con trattamenti convenzionali) su suoli e colture erbacee annuali irrigati con acque reflue trattate. A tale scopo, sono state testate piante di carciofo coltivate in vaso e irrigate con diverse matrici acquose, tra cui acque sotterranee (controllo in cui non è stato rilevato nessun CEC), acque reflue trattate da un depuratore in scala reale in cui sono state rilevate tracce dei composti target (soprattutto carbamazepina) e acque addizionate con CEC target. I risultati hanno mostrato che, a parte la sola carbamazepina rilevata in terreni irrigati con acque reflue trattate, solo i terreni irrigati con acque addizionate mostravano alcuni CEC. Tra i composti rilevati, le concentrazioni maggiori sono state riscontrate per carbamazepina e fluconazolo, entrambi osservati anche negli organi delle piante di carciofo irrigate con acque addizionate, in particolare nelle radici e nelle teste, ma anche nelle foglie e negli steli, sebbene in concentrazioni inferiori (De Mastro et al., 2022). Un approccio simile (con gli stessi composti target) è stato applicato a dei lisimetri contenenti terreno e piante di pomodoro irrigati con tre diverse tipologie di acqua: acqua di controllo e acqua reflua trattata e ulteriormente affinata per il riutilizzo irriguo, ma addizionata a due diversi livelli di concentrazione. Nei test con basso livello di concentrazione, solo carbamazepina e fluconazolo sono stati rilevati nel suolo, poi traslocati nelle piante di pomodoro e accumulati solo nelle foglie, mentre gli altri CEC non sono stati rilevati. L'utilizzo di alte concentrazioni di CEC addizionate ha mostrato invece che il loro destino nei suoli e nelle piante varia a seconda del composto. Tuttavia, anche in questo caso, carbamazepina e fluconazolo sono stati quelli maggiormente assorbiti nelle foglie, radici, steli e bacche di pomodoro (Denora et al., 2023).

Stato attuale degli impianti italiani e del riutilizzo di acque reflue

L'utilizzo delle risorse idriche comporta, specie nei comparti civile e industriale, la generazione di acque reflue per le quali risulta necessaria una gestione che includa raccolta, trasporto e trattamento per ridurre gli impatti della loro reintroduzione nell'ambiente nel rispetto dei requisiti di qualità dei corpi idrici recettori o per consentirne il riutilizzo. Le acque reflue vengono raccolte nei sistemi fognari e collettate agli impianti di depurazione attraverso un sistema di reti fognarie la cui lunghezza complessiva in Italia è stimata essere di almeno 201 000 km (ARERA, 2023). La tipologia prevalente è quella definita fognatura mista, che costituisce circa il 66% dell'intera estensione dichiarata. Le reti fognarie miste sono progettate per raccogliere congiuntamente gli scarichi domestici, gli eventuali scarichi industriali e le acque meteoriche. Seguono le condotte dedicate esclusivamente al trasporto delle acque reflue domestiche, note come 'acque nere', che rappresentano il 29% del totale. Infine, vi sono le reti destinate unicamente all'allontanamento delle acque piovane, denominate 'acque bianche', le quali costituiscono circa il 5%

dell'intera estensione. L'analisi geografica delle reti fognarie italiane rivela notevoli differenze nella distribuzione delle diverse tipologie di condotte, evidenziando la carenza di fognatura bianca ($\leq 1\%$) nelle regioni del Centro e del Sud Italia, comprese le isole maggiori.

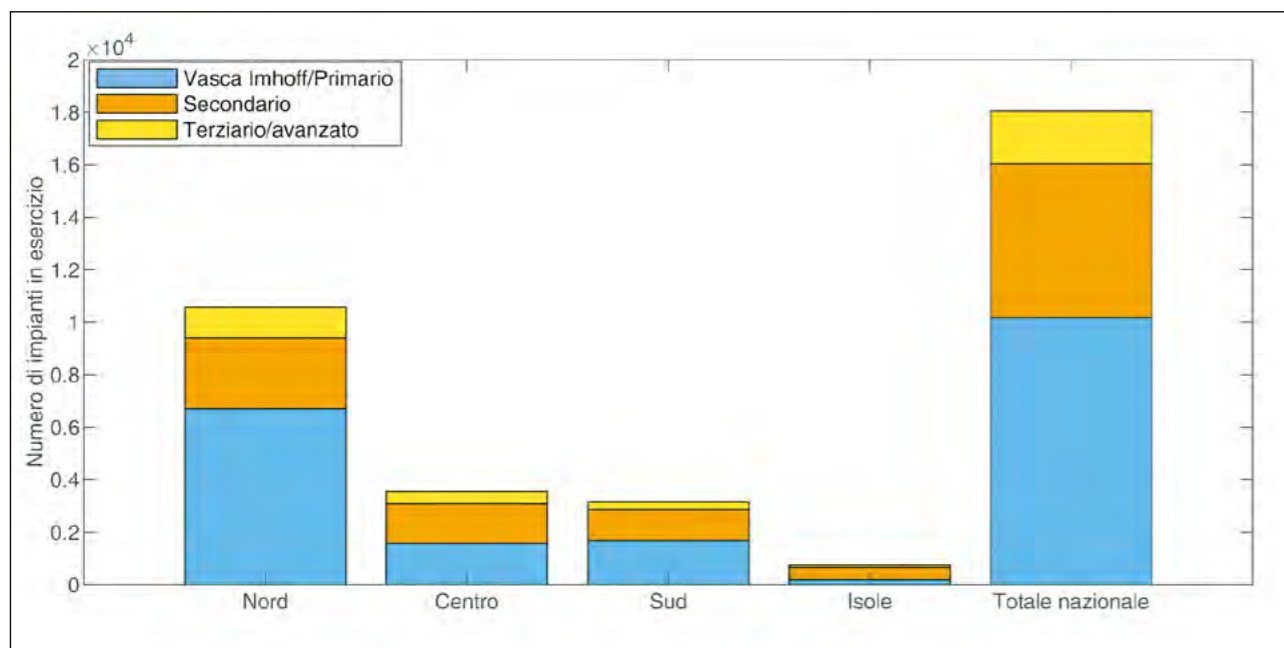
I successivi trattamenti a cui le acque reflue sono sottoposte sono suddivisi in:

- 1. Preliminari** – comprendono operazioni di grigliatura per la rimozione di materiali grossolani e operazioni di dissabbiatura/disoleatura per la rimozione del particolato inorganico più pesante, degli olii e dei grassi.
- 2. Primari** – basati sulla separazione dei solidi sospesi tramite sedimentazione.
- 3. Secondari** – basati su processi biologici per convertire gli inquinanti organici disciolti in prodotti stabili e sedimentabili.
- 4. Terziari o Avanzati** – comprendono trattamenti per ridurre i nutrienti, i patogeni e altre eventuali sostanze residue.

La qualità dell'acqua che fuoriesce dagli impianti di depurazione è quindi associata alla tipologia di trattamento che riceve. Per stimare il potenziale di produzione di acque reflue destinabili al riutilizzo, risulta pertanto cruciale delineare il quadro completo del settore depurativo in Italia. A tale scopo, sono stati elaborati i dati prodotti dal censimento delle acque per uso civile condotto dall'ISTAT nel 2020 (Istat, 2022). Il parco depuratori in Italia risulta composto da 18 042 impianti in esercizio, di cui soltanto il 44% effettua trattamenti più spinti (secondari/terziari/avanzati), in grado di abilitare l'eventuale riutilizzo degli effluenti trattati. Il restante 56% effettua invece un trattamento di livello primario, con un minore abbattimento del carico inquinante (vasche Imhoff/primari). In Figura 10.1 si riporta la distribuzione geografica di tali depuratori sul territorio nazionale. La maggior parte degli impianti con vasche Imhoff/primari sono concentrati nelle regioni che presentano zone "interne di montagna" come Valle d'Aosta, Liguria, Abruzzo e Piemonte, che per orografia e densità abitativa del territorio meglio si adattano a questa tipologia di trattamento. Lombardia (382), Veneto (248) ed Emilia-Romagna (245) sono le regioni con il maggior numero di impianti con trattamento avanzato.

Figura 10.1

Numero di impianti di depurazione delle acque reflue urbane in esercizio, anno 2020.



Seppur rappresentino solo il 44% del totale dei depuratori in esercizio, gli impianti dotati di trattamenti secondari, terziari o avanzati trattano la gran parte del carico inquinante. Come si può vedere in Tabella 10.3, circa il 94% del carico inquinante (espresso in Abitanti Equivalenti, AE) è trattato in impianti dotati di sezioni avanzate, o perlomeno secondarie, di trattamento.

In Italia, la quantità d'acqua complessivamente prelevata per usi autorizzati nel 2020 è stata pari a circa 9.2 miliardi di m³. Di tutta l'acqua prelevata, tenuto conto delle perdite nella rete, una quantità pari a 4.7 miliardi di m³ è risultata essere effettivamente erogata. Infine, la quantità di acqua reflua confluita in tutti gli impianti di depurazione in esercizio è stata pari a 6.7 miliardi di m³ (di cui si riportano le portate distinte per tipologia di trattamento e distribuzione geografica in Figura 10.2) che comprende non solo le acque prodotte da scarichi civili e industriali, ma anche i corsi d'acqua tombati e collettati nelle reti fognarie e le acque parassite.

Per quantificare il potenziale di riutilizzo delle acque reflue in ambito agricolo a livello nazionale e regionale, si è quindi

AE effettivi in entrata			
	Vasca Imhoff/Primario	Secondario/Terziario Avanzato	TOTALE
Nord	1519	30 418	31 937
Centro	288	10 914	11 202
Sud	1275	15 694	16 969
Isole	703	6749	7452
ITALIA	3785	63 775	67 560

Tabella 10.3

Carichi inquinanti effettivi confluiti negli impianti di depurazione nel 2020, espressi in migliaia di abitanti equivalenti (Fonte ISTAT, 2022).

scelto di prendere in considerazione solo gli impianti dotati di trattamento avanzato. Questi impianti, oltre a essere quelli di taglia maggiore, offrono infatti maggiori garanzie di sicurezza per la pratica del riutilizzo, grazie alla maggiore stabilità di processo, alla maggior frequenza dei controlli e alla presenza di sistemi di disinfezione.

I volumi di acqua depurata uscente da questi impianti e quindi potenzialmente destinabile al riuso, sono stati confrontati con i fabbisogni irrigui su base regionale riportati nel sesto censimento generale dell'agricoltura (Istat, 2014). Tale confronto è riportato in Tabella 10.4 e in Figura 10.3.

Secondo quest'elaborazione, la disponibilità idrica data dagli effluenti di im-

pianti di depurazione dotati di trattamenti terziari e avanzati in Italia ammonta a circa 4.7 miliardi di m³ annui; tale disponibilità sarebbe potenzialmente in grado di coprire il 42% del fabbisogno irriguo annuo del comparto agricolo nazionale.

A livello regionale, la situazione appare piuttosto varia, in funzione della diversa vocazione agricola della regione e della presenza o meno di grandi impianti. Si rilevano pertanto contesti regionali in cui le volumetrie prodotte sarebbero capaci di soddisfare solo in parte la richiesta del settore agricolo e altre regioni in cui la copertura delle esigenze d'uso sarebbe totale o addirittura superiore, come ad esempio in Valle d'Aosta, Liguria, Friuli Venezia Giulia, Toscana, Umbria, Marche, Lazio e le provincie di Trento e Bolzano (Fig. 10.3).

Figura 10.2

Portate effettive di reflui trattati in Italia nel 2020 (esprese in milioni di m³ al giorno).

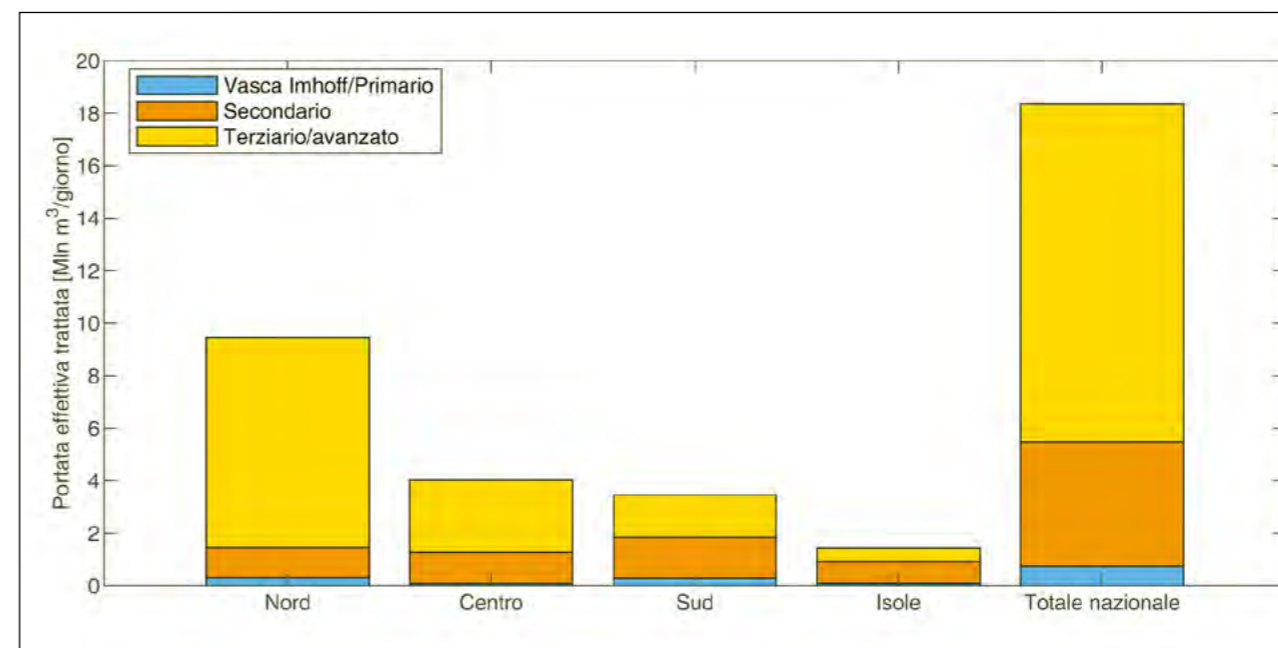


Tabella 10.4

Confronto tra fabbisogno d'acqua per l'irrigazione e produzione totale di acque reflue depurate.

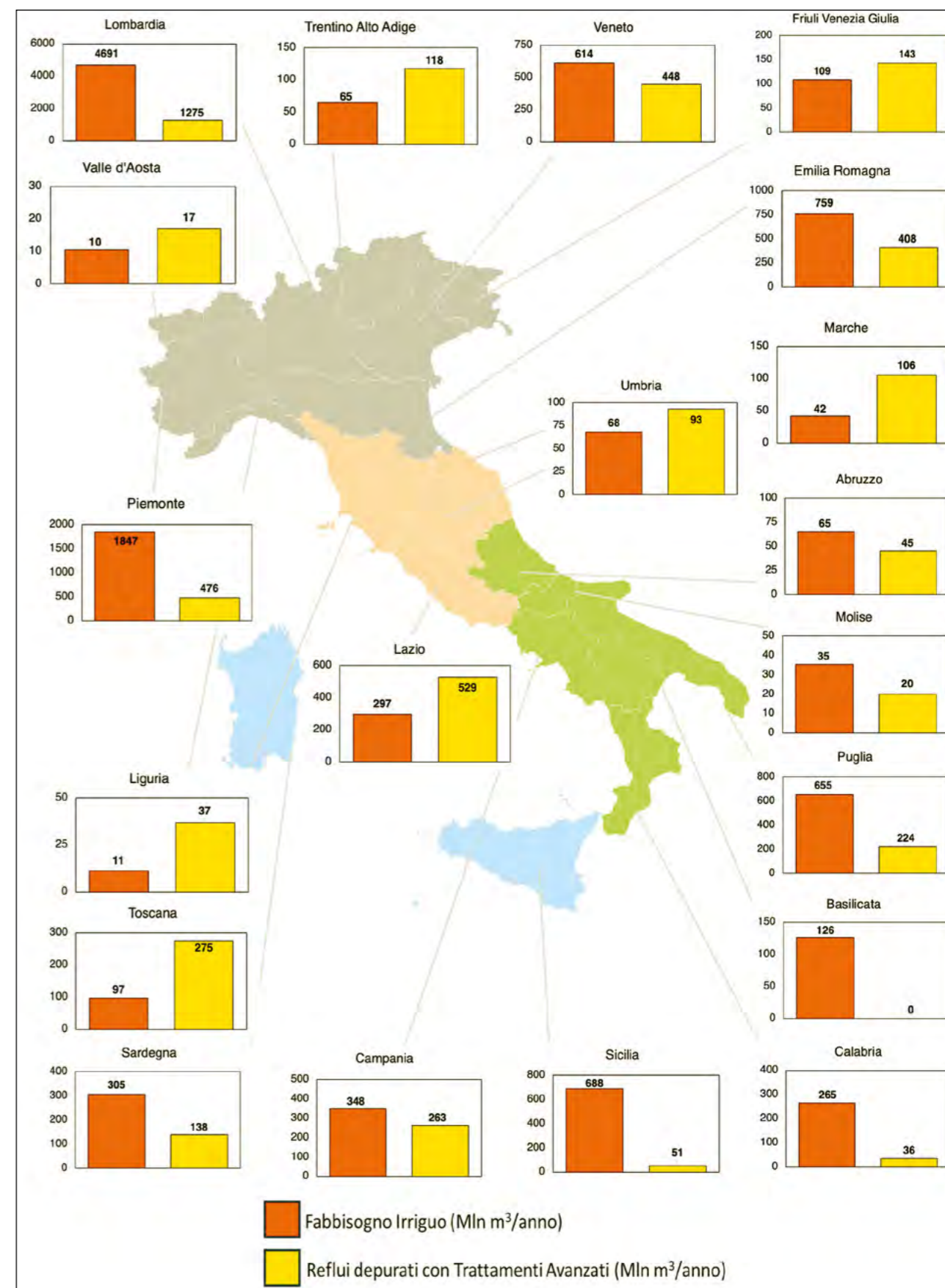
	Fabbisogno d'acqua per l'irrigazione	Volumi di reflui depurati con trattamenti Terziari/Avanzati
	mln m ³ /anno	mln m ³ /anno
Nord	8.107	2.921
Centro	504	1.003
Sud	1.495	589
Isole	993	189
ITALIA	11.099	4.702

Occorre però precisare che ciò implicherebbe un riutilizzo pressoché totale delle acque reflue depurate in agricoltura, scenario di fatto poco realizzabile per molteplici limitazioni di varia natura. In primis, la diversa scala temporale in cui sono inquadrati i volumi messi a confronto: da un lato il fabbisogno irriguo è riferito a un arco temporale pari a 5-6 mesi mentre la produzione di acque reflue è riferita all'intero anno. Ciò pone dei limiti operativi legati alla necessità di infrastrutture di stoccaggio dedicate, con i vincoli economici e tecnici che ne conseguono. A questo si aggiunge il disallineamento territoriale dei volumi disponibili rispetto ai punti di utilizzo, anche in questo caso da gestire con reti di distribuzione dedicate. Vale la pena precisare, tuttavia, che il riutilizzo di acque reflue, seppure concentrato in alcuni periodi dell'anno, garantirebbe comunque un evidente vantaggio derivante dal mancato prelievo di altre fonti di approvvigionamento durante i mesi più critici per gli altri comparti idrici. D'altro

canto, però, occorre tenere in debito conto l'attuale destino delle acque reflue dopo il trattamento: nei periodi di bassa piovosità o di scarsità d'acqua, infatti, l'apporto degli effluenti dei depuratori può diventare significativo rispetto alla portata naturale del fiume ricettore, soprattutto in aree densamente popolate. In casi come questo, sottrarre l'apporto delle acque depurate metterebbe in seria crisi lo stato di salute del fiume. Una stima delle quantità di acque reflue effettivamente riutilizzabili in agricoltura richiederebbe quindi valutazioni sito-specifiche di fattibilità tecnica ed economica e di valutazione dei rischi associati al riutilizzo (secondo il regolamento 2020/741/UE) che prendano in considerazione i livelli di qualità delle acque in base alle colture da irrigare, la necessità e la fattibilità di infrastrutture dedicate alle fasi di stoccaggio, distribuzione e monitoraggio della qualità dell'acqua da riutilizzare, il coinvolgimento delle autorità responsabili della gestione dell'intera filiera di riutilizzo, etc.

Figura 10.3

Fabbisogno d'acqua per l'irrigazione e produzione di acque reflue depurate su base regionale.





La siccità del 2022-2023. Acque reflue depurate e magra estrema del fiume Po

Con l'obiettivo di identificare i volumi di acque reflue che concorrono al deflusso del fiume Po, è stata effettuata un'analisi dei dati di portata (forniti da Istat su base regionale) delle acque reflue confluite agli impianti di depurazione afferenti al bacino Po, includendo le regioni di Valle d'Aosta, Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna e provincia autonoma di Trento (come mostrato in Figura 10.4a) ed escludendo le porzioni delle regioni di Liguria, Marche, Toscana e Veneto e quelle su territorio francese e svizzero. Tali volumi sono stati confrontati (Figura 10.4b) con gli utilizzi irrigui annuali (Istat, 2014) delle stesse zone: la disponibilità idrica data dagli effluenti provenienti da impianti che prevedono trattamenti di tipo avanzato, quindi più idonei al riuso diretto a scopo irriguo, coprirebbe il 32% dei fabbisogni irrigui annuali dell'intero bacino del Po.

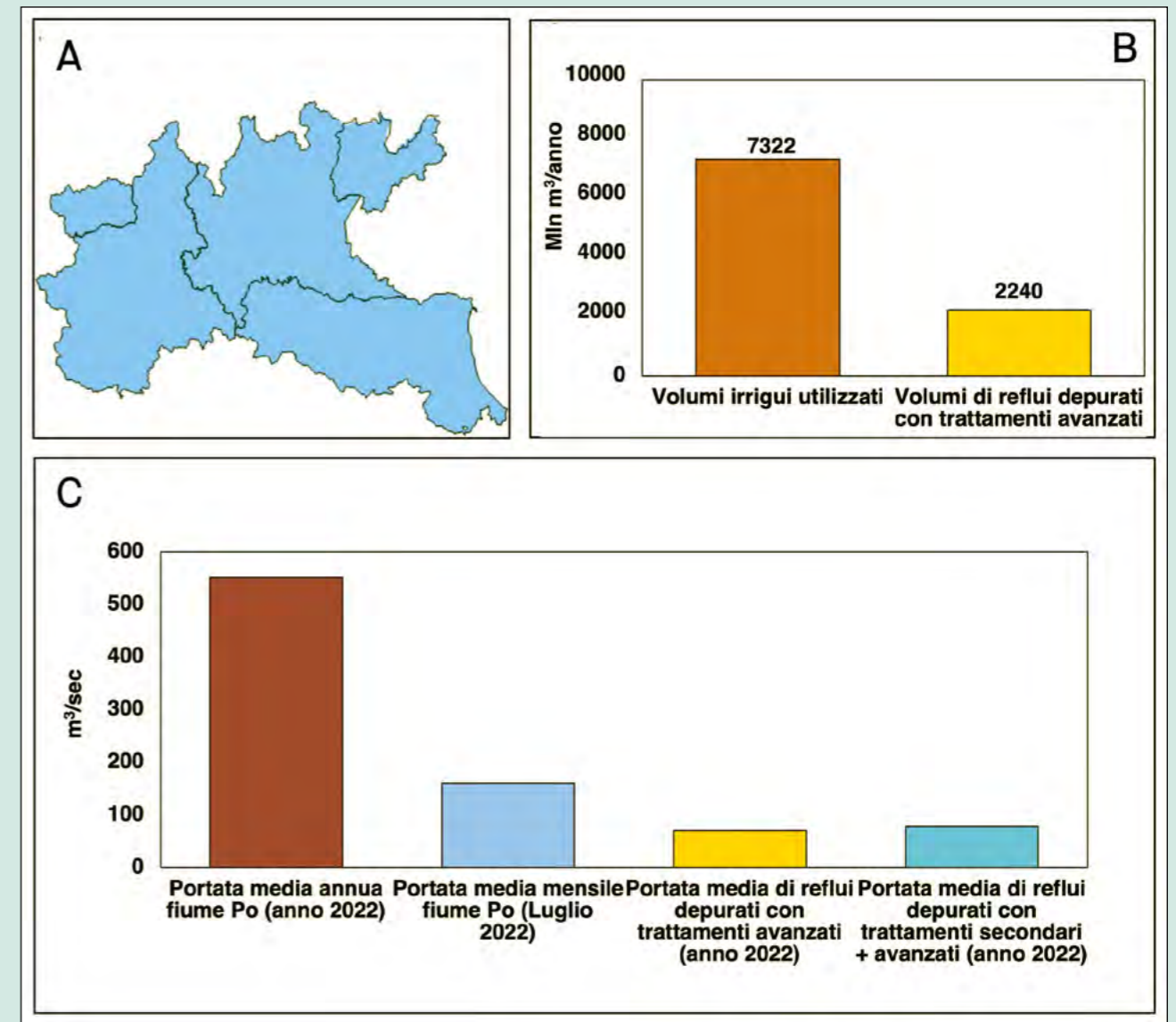
Nell'ottica di definizione del bilancio idrico, le portate provenienti dagli impianti di depurazione (inclusi anche i trattamenti secondari) sono state inoltre confrontate con diversi livelli di portate del fiume a Pontelagoscuro, in particolare in relazione alla magra eccezionale registrata durante il periodo di giugno-luglio del 2022 (ARPA Emilia-Romagna, 2022). La Figura 10.4c riporta l'analisi dei dati descritti: all'interno del bacino del Po, le acque reflue depurate con trattamenti sia secondari che terziari o avanzati contribuiscono per il 14% alla portata media del Po del 2022 (551 m³/s). Tale contributo sale al 49% se si fa riferimento alla magra record di 160 m³/s registrata nel luglio del 2022 a Pontelagoscuro. Entrambi i valori, seppur basati

su stime in scala di bacino e non su sezioni puntuali impianto/fiume, sono di gran lunga superiori al valore critico della quota di scarico al di sopra del quale potrebbe verificarsi un danno ecologico per il fiume, identificato pari a 6.5% da Büttner et al. (2022).

Anche nel caso del bacino del Po, si può concludere che il ricorso al riutilizzo

delle acque reflue depurate a scopi irrigui deve essere un'azione valutata non solo sulla base del rapporto disponibilità/fabbisogni e sulla qualità delle risorse idriche, ma anche in relazione al fatto che le acque reflue depurate rilasciate nei corpi idrici superficiali sostengono in maniera anche molto significativa le portate di magra, come nel caso del 2022.

Figura 10.4
A - Regioni di riferimento per le stime del bacino del Po;
B - Fabbisogno irriguo e produzione di acque reflue destinate al riuso;
C - Confronto delle portate media annua e media mensile di luglio 2022 con le portate medie annuali di acque reflue in uscita dagli impianti di depurazione.



Attualmente in Italia solo poco più del 4% degli effluenti depurati viene effettivamente riutilizzato, principalmente a scopo irriguo e con valori diversi tra le regioni italiane. In particolare, il riuso diretto avviene con percentuali pari all'8 e al 2% rispettivamente nel Nord-Ovest e Nord-Est, mentre nel Centro, Sud e isole le percentuali di riutilizzo vanno dallo 0 all'1% (The European House – Ambrosetti, 2024). Il limitato riuso di tale risorsa è dovuto a limiti normativi, tecnologici, culturali e a una *governance* non ancora ben definita. Oltre alla barriera normativa già menzionata, il divario di costo tra l'acqua riutilizzabile e quella prelevata dall'ambiente ha costantemente limitato l'attrattività economica di strategie di riutilizzo. A questa sfida si aggiungono la mancanza di incentivi a favore del riutilizzo, insieme alla carenza di infrastrutture per la distribuzione della risorsa ai destinatari finali e alla mancanza di linee guida sulle modalità di gestione e manutenzione. Soltanto affrontando e superando tali limiti, *in primis* l'adeguamento normativo rispetto al Regolamento Europeo (2020/741/UE) sarà possibile raggiungere percentuali significative di riutilizzo delle acque reflue depurate rafforzando così la resilienza del sistema idrico di approvvigionamento da fonti primarie soprattutto nei territori più vulnerabili a fenomeni di scarsità idrica.

Le problematiche di natura infrastrutturale connesse con il riutilizzo delle acque reflue depurate sono principalmente legate agli eventuali adeguamenti impiantistici dei depuratori e, come anticipato, alle successive fasi di stoccaggio e trasporto delle acque destinate al riuso. Ad oggi, infatti, le difficoltà tecniche e autorizzative connesse al trasferimento delle risorse idriche rientrano tra le motivazioni principali del mancato ricorso alla pratica del riuso in alcune regioni italiane (Foglia et al., 2023).

Gli impianti convenzionali di trattamento delle acque reflue sono stati progettati per rimuovere la sostanza organica, i solidi sospesi, i nutrienti e i microrganismi patogeni, con l'obiettivo di rispettare i requisiti legali di scarico (European Environment Agency, 2022). Questo approccio sta lentamente evolvendo verso un approccio di economia circolare in cui la depurazione è considerata un processo finalizzato al recupero di acqua e altre risorse (energia e nutrienti) dai reflui (Radini et al., 2023). Esistono tuttavia molteplici ostacoli ancora da superare per raggiungere questa transizione: uno di questi è rappresentato dall'esigenza di raggiungere gli elevati standard di qualità degli effluenti richiesti dal Regolamento 2020/741/UE, che come menzionato, richiede un contenuto più basso di solidi sospesi totali e di materia organica nell'effluente finale, oltre ad imporre standard più elevati per la disinfezione rispetto a quelli richiesti per il semplice scarico delle acque reflue nei corpi idrici superficiali (D.Lgs. 152/2006). Di conseguenza, per raggiungere gli standard qualitativi richiesti potrebbe rendersi necessaria l'implementazione di tecnologie innovative di post-trattamento terziario o quaternario (affinamento, disinfezione, ossidazione avanzata) degli effluenti (secondo quanto previsto anche dalla revisione della Direttiva 91/271/CEE). La pianificazione e la progettazione di soluzioni avanzate di trattamento che garantiscano livelli elevati di qualità degli effluenti depurati assumono quindi un ruolo cruciale per garantire l'attuazione delle pratiche di riutilizzo dell'acqua reflua. Dal punto di vista tecnico, gli attuali "impianti di depurazione" dovranno quindi trasformarsi in "impianti di recupero" delle acque reflue, dotandosi di tecnologie che producano acqua di alta qualità con bassi costi di trattamento e impatti ambientali ridotti.

Per rendere l'intero processo economicamente sostenibile è quindi importante che gli impianti di riutilizzo non mirino solo a produrre acqua riciclata, ma anche a recuperare altre risorse contenute nelle acque reflue (come nutrienti, cellulosa, biopolimeri e fertilizzanti) per massimizzare i ricavi ottenibili (Palmieri et al., 2019).

Infine, i moderni impianti dovrebbero anche predisporre infrastrutture di stoccaggio, sistemi di condotte e personale adeguato, e quindi costi aggiuntivi di realizzazione, gestione e manutenzione delle nuove infrastrutture, che potrebbero disincentivare le pratiche di riutilizzo dell'acqua (Ofori et al., 2021).

Oltre agli eventuali adeguamenti tecnologici dei depuratori, è essenziale un completo e sistematico cambio di paradigma del settore delle acque reflue per aumentare la sua sostenibilità e la capacità di soddisfare i fabbisogni idrici del futuro (Radini et al., 2023). Ciò implica che, oltre a quello tecnologico, anche aspetti tecnico-economici, legali, politici e sociali dovranno essere affrontati e allineati ai principi di sostenibilità ed economia circolare per garantire lo sviluppo diffuso delle pratiche di riutilizzo dell'acqua.

10.5

Stato dell'arte delle tecnologie applicate al trattamento delle acque reflue urbane per la produzione di effluenti idonei al riuso

I processi convenzionali a fanghi attivi applicati al trattamento delle acque reflue urbane sono in grado di raggiungere elevate efficienze di rimozione per il carico organico e i nutrienti, mentre le rese depurative per i contaminanti emergenti definiti con l'acronimo CEC (Contaminants of Emerging Concern) anche se presenti in quantità ridotta, non sono sempre elevate o comunque sufficienti per garantire il riutilizzo in sicurezza.

La rimozione dei CEC, infatti, costituisce uno degli aspetti attuali di maggiore rilevanza per il riutilizzo delle acque reflue depurate e le tecnologie necessarie per la loro efficace rimozione, in condizioni fattibili in termini tecnico-economici, sono oggetto di molteplici programmi di ricerca.

Come già sottolineato in precedenza, nella definizione di CEC vengono inclusi

anche parametri di natura microbiologica quali ARB e ARG. È da sottolineare, inoltre, l'attenzione della normativa più recente per tali composti che a livello europeo e nazionale vengono riconosciuti quali parametri fondamentali nell'ottica del riuso.

Nel presente paragrafo viene riportata una disamina delle prestazioni ottenibili per gruppi di inquinanti target presenti nei reflui urbani che comprendono farmaceutici, prodotti per la cura della persona, pesticidi, insetticidi e composti chimici derivati da produzioni industriali con diverse tecnologie attualmente applicate per il trattamento secondario e/o terziario. Le prestazioni ottenibili dalle diverse tecnologie sono brevemente analizzate e discusse sia per gli inquinanti chimici target che per la possibilità di agire quali fonti di diffusione di antibiotico-resistenza.

Nella biodegradazione dei CEC una delle criticità comuni a tutte le tecnologie è la possibile formazione di intermedi che possono risultare più tossici e difficili da biodegradare dei composti originari e che possono accumularsi nel sistema peggiorando le caratteristiche degli effluenti e dell'attività della biomassa su cui possono adsorbire.

Il processo a fanghi attivi convenzionale CAS risulta essere quello per il quale si hanno più dati disponibili in quanto maggiormente investigato, soprattutto

per i composti farmaceutici (Tab. 10.5), le elevate concentrazioni in ingresso, segnalate soprattutto per alcuni prodotti farmaceutici, generano quantità residue consistenti negli effluenti che possono avere un impatto negativo significativo sul corpo idrico ricettore o compromettere il riutilizzo delle acque reflue trattate. L'elevata variabilità dell'efficienza di rimozione può essere spiegata con la variazione stagionale delle prestazioni dell'impianto conseguente alla variazione delle caratteristiche dell'influenza anche in termini di concentrazione di CEC. Le prestazioni dei CAS sono, inoltre, fortemente influenzate dai parametri operativi HRT (Hydraulic Retention Time) e SRT (Sludge Retention Time), i cui valori limite per avere apprezzabili rimozioni dei CEC sono stati indicativamente stimati in $HRT \geq 7$ h e $SRT \geq 1.9$ d (Metcalf et al., 2003).

I reattori MBR vengono generalmente riconosciuti quale tecnologia chiave alternativa ai CAS, in particolare, quando si preveda il riutilizzo degli effluenti depurati. Nei sistemi MBR la biodegradazione dei contaminanti è integrata con la separazione diretta solido-liquido tramite filtrazione a membrana. L'impiego sempre maggiore degli MBR è attribuibile a una serie di vantaggi quali l'elevata qualità dell'effluente prodotto, l'elevata efficienza di biodegradazione e un ridotto ingombro. Nel caso specifico dei CEC, le potenzialità di ottenere una migliore rimozione negli MBR rispetto ai CAS derivano da tre peculiarità: (i) elevato adsorbimento sul biofilm sviluppato sulla superficie della membrana, (ii) valori molto elevati di SRT che consentono lo sviluppo di una comunità microbica diversificata e (iii) concentrazioni più elevate di biomassa che incrementano la cinetica di degradazione. Rimangono però per tali sistemi importanti aspetti da investigare, in particolare i fenomeni di *fouling* che possono seriamente comprometterne le prestazioni e che richiedono operazioni frequenti di manutenzione con sensibile

impatto sui costi gestionali di un sistema, comunque, più complesso dei CAS.

I reattori MBBR, operanti con biomassa adesa a corpi di riempimento mantenuti in fase sospesa nel volume di lavoro del reattore, sembrano essere un'alternativa promettente per la rimozione dei CEC. Tuttavia, gli studi disponibili sono stati effettuati principalmente in scala laboratorio e per dimostrarne la fattibilità sono necessari ulteriori test in scala pilota e dimostrativa. I dati disponibili hanno dimostrato che i fattori favorevoli alla rimozione dei CEC in questi sistemi sono riconducibili sia a meccanismi co-metabolici che alla diversità delle specie batteriche che si sviluppano. Oltre che come unità di trattamento secondario a sé stante i reattori MBBR hanno mostrato buone efficienze anche come unità di affinamento.

Tra i sistemi NBS, le CW costituiscono la soluzione più diffusa: tali sistemi di trattamento utilizzano risorse naturali in processi che coinvolgono la vegetazione delle zone umide, i suoli e la flora microbica ad essi associata. In quanto sistemi naturali hanno il potenziale per affrontare le sfide sociali ed economiche legate alla depurazione sostenibile e al riutilizzo in sicurezza dell'acqua. Le CW vengono generalmente applicate per il trattamento secondario delle acque reflue municipali in comunità relativamente piccole, generalmente fino a 1000 AE e in alcuni casi fino a 2000 AE, per la rimozione del carico organico, di solidi sospesi, nutrienti e alcuni metalli e, di recente, sono state testate anche per la rimozione di alcuni CEC. Analogamente ai CAS, le CW non sono in grado di eliminare completamente i CEC dalle acque reflue e le loro prestazioni dipendono principalmente dalla modalità operativa, dal tipo di substrato e dalla tipologia di piante impiegate. L'efficacia dei processi nelle CW può essere incrementata mediante l'impiego di sistemi ibridi, che combinano unità CW

10.5.1

Trattamento secondario

Per il trattamento secondario vengono presentati e discussi impianti a fanghi attivi convenzionali (CAS), bioreattori a membrana (MBR), reattori a biofilm a letto mobile (MBBR) e Nature-Based solutions (NBS) quali gli impianti di fitodepurazione (meglio noti come Constructed Wetlands, CW) (Krzeminski et al., 2019).

In Tabella 10.5 viene riportato un quadro riepilogativo delle prestazioni ottenibili per gruppi di composti target con le tecnologie indicate.

in serie oppure combinazioni di CW con altri processi quali quelli fotocatalitici.

La precedente trattazione si riferisce ai CEC (Contaminants of Emerging Concern) di natura chimica, mentre per quel che riguarda gli ARB (Antibiotic Resistant Bacteria) e gli ARG (Antibiotic Resistant Genes) allo stato attuale gli studi sistematici del loro destino nel solo trattamento secondario sono molto pochi e in genere sono relativi al trattamento secondario in combinazione con i trattamenti di disinfezione, ossia prevedendo un trattamento terziario. È però importante sottolineare che gli impianti di trattamento delle acque reflue sono serbatoi di ARB e ARG in quanto ricevono la maggior parte dei prodotti farmaceutici compresi i residui di antibiotici che in molti casi sono scarsamente metabolizzati. Le unità di trattamento secondario delle acque reflue offrono condizioni

ideali, quali la presenza di diversi substrati e nutrienti, la presenza di molteplici specie batteriche e la possibilità di interazioni cellula-cellula stimulate dai residui di antibiotici, affinché i batteri possano proliferare e diffondere i loro geni. La necessità di chiarire il potenziale impatto degli impianti di depurazione ed in particolare del trattamento secondario sulla diffusione di ARB e ARG è di assoluta rilevanza nel caso di riutilizzo irriguo delle acque depurate. Esso, infatti, può contribuire alla trasmissione di ARB e di altri batteri presenti nell'acqua in diversi comparti ambientali. Il potenziale rischio microbiologico associato al riutilizzo dell'acqua nell'irrigazione non può essere trascurato e sono necessarie campagne sperimentali dedicate al fine di definire le linee di trattamento che consentano di limitare entro ampi margini di sicurezza il riutilizzo dell'acqua evitando la diffusione di ARB e ARG.

Lo schema di trattamento minimo per il riutilizzo nel rispetto delle attuali norme dovrebbe includere a valle del processo biologico almeno la filtrazione convenzionale, o una membrana UF (ultrafiltrazione) seguita da una disinfezione UV per il rispetto dei limiti per BOD, COD, SST, *E. coli*.

Alternativa alla disinfezione UV è la disinfezione chimica mediante clorazione o acido peracetico che è più economica rispetto ad altre opzioni di disinfezione, ma causa la formazione di prodotti intermedi di natura tossica che devono essere rimossi con trattamenti ad hoc che impattano significativamente sui costi. Con ambedue le opzioni di disinfezione si ottengono rimozioni non elevate di CEC di natura chimica e ARB. Migliori risultati si ottengono con i trattamenti AOP tra i quali l'ozonizzazione, i trattamenti UV/H₂O₂ e i processi fotochimici. In particolare, l'ozonizzazione richiede molta meno energia rispetto ad altri trattamenti ossidativi ed è stata maggiormente testata.

È importante, però, notare che l'ozonizzazione e gli altri AOP richiedono in genere un post trattamento biologico ovvero una filtrazione a sabbia o uno stadio a carbone attivo per rimuovere i sottoprodotti biodegradabili e gli intermedi dell'ossidazione con conseguente ulteriore incremento dei costi.

Un'altra opzione per il trattamento terziario è l'adsorbimento su carbone attivo granulare (GAC) in colonne a riempimento seguito da disinfezione UV. Se viene utilizzato carbone attivo in polvere (PAC) per un funzionamento ottimale l'unità di adsorbimento necessita di un pre-trattamento per eliminare i solidi sospesi di un post-trattamento di filtrazione per rimuovere le particelle residue di PAC prima dello scarico.

Infine, la filtrazione su membrana, nanofiltrazione (NF) o osmosi inversa (RO), seguita da disinfezione UV costituisce un'alternativa molto promettente, anche se più complessa, per la rimozione di CEC. A monte di queste unità può essere applicato un pretrattamento mediante filtrazione a sabbia per rimuovere i solidi sospesi e per controllare i fenomeni di *fouling*. Pre-trattamenti più efficienti sono costituiti da altre membrane a microfiltrazione e ultrafiltrazione. Inoltre, nel caso dell'osmosi inversa si ha l'ulteriore vantaggio della rimozione dei sali dagli effluenti che migliora la qualità dell'acqua da riutilizzare per uso irriguo. Tuttavia, affinché le tecnologie a membrana diventino sostenibili è necessario uno studio approfondito del trattamento e/o smaltimento adeguato dei concentrati ottenuti, da valutare per i singoli casi: in tal modo si può riuscire a migliorare l'efficienza del trattamento evitando indesiderati scarichi di CEC nell'ambiente.

Tra le tecnologie presentate per il trattamento terziario, le migliori prestazioni in termini di rimozioni di ARB e ARG sono ottenute con processi di NF e RO, anche se la loro efficacia varia in un ampio intervallo di valori fortemente dipendenti dalle caratteristiche della membrana. Inoltre, la loro applicabilità è ostacolata dagli elevati costi di investimento e manutenzione che ne riduce la competitività rispetto ad altre soluzioni quali ad esempio gli AOP che hanno fornito prestazioni promettenti.

Risultati decisamente inferiori sono stati osservati con il carbone attivo che pur dimostrando buone efficienze per la rimozione di alcune classi di CEC di natura chimica richiede un post trattamento di disinfezione per l'inattivazione più o meno spinta di ARB.

Tabella 10.5

Prestazioni ottenibili per gruppi di composti target con le tecnologie indicate (modificata da Krzeminski et al., 2019). I valori minori di 0 indicano presenza di accumulo. N.D.: dati non disponibili.

Composti	Efficienza di rimozione (%)			
	CAS	MBR	MBBR	CW
Farmaceutici	<0 - 90	<0 - 99	0 - 100	0 - 99
Antibiotici	<0 - 90	<0 - 99	<0 - 96	0 - 100
Prodotti per cura persona	30 - 55	N.D.	N.D.	N.D.
Estrogeni	18 - 96	20 - 100	65 - 100	0 - 100
Neonicotinoidi (insetticidi)	11 - 18	N.D.	N.D.	N.D.
Pesticidi	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Composti chimici originati dall'industria	<0 - 100	<0 - 94	43 - 76	8 - 100

Trattamento terziario

Rimozioni più elevate dei CEC si possono ottenere con il trattamento terziario ossia con uno stadio di post-trattamento a valle del biologico in genere costituito da un trattamento chimico-fisico. Anche per il trattamento terziario viene presentata una breve disamina delle tecnologie disponibili finalizzata a verificarne prestazioni e applicabilità. Vengono presentati e

discussi i principali trattamenti impiegati per il terziario (Rizzo et al., 2020) quali trattamenti di disinfezione chimica o radiazioni UV, ozonizzazione, processi di ossidazione avanzata (AOP), adsorbimento su carbone attivo, filtrazione su membrana e il loro impiego in linee di trattamento acque per la produzione di effluenti idonei al riuso.

Impatti del cambiamento climatico sugli impianti di depurazione

Il cambiamento climatico è considerato una delle principali sfide dei prossimi decenni anche per l'industria del "riciclo delle acque"; esso, infatti, può avere contemporaneamente impatti sia positivi che negativi per gli impianti di depurazione delle acque reflue. Se da un lato aumenta la percezione sociale delle questioni legate alla risorsa idrica e favorisce un mercato emergente del riutilizzo dell'acqua, dall'altro, presenta impatti negativi sia direttamente (sulle prestazioni tecnologiche) che indirettamente sulle attività di gestione e funzionamento degli impianti di trattamento e affinamento delle acque reflue (Tram VO et al., 2014). I processi che avvengono in un impianto di depurazione sono infatti inevitabilmente influenzati da eventi estremi di tipo idroclimatico. Va ricordato, d'altro canto, che il trattamento delle acque reflue contribuisce al cambiamento climatico stesso, poiché durante i vari processi possono essere emessi in atmosfera gas serra, tra cui biossido di carbonio (CO₂) derivante dai processi aerobici (ossidazione), metano (CH₄) derivante dai processi anaerobici e ossido nitroso (N₂O) associato ai processi di nitrificazione/denitrificazione (Tolkou e Zouboulis, 2016). In generale, la filiera delle acque reflue sta iniziando ad affrontare le sfide poste dal cambiamento climatico, compresi i pesi normativi, la pressione per ridurre le emissioni e la sfida di adattarsi a un clima in cambiamento.

In generale, il trattamento, la distribuzione e lo smaltimento delle acque reflue, nonché il loro riutilizzo, sono soggetti agli effetti dei cambiamenti climatici attraverso

l'aumento dei costi energetici e l'aumento dei volumi di acque reflue e piovane in ingresso agli impianti in relazione ad eventi temporaleschi sempre più intensi e/o estremi. Infatti, la maggior parte degli impianti di depurazione sono stati progettati sulla base di dati idrologici storici, senza tener conto dei cambiamenti prospettici nelle condizioni di flusso dovuti al cambiamento climatico in atto (Cromwell et al., 2007). Il cambiamento climatico, tuttavia, non si limita solo al possibile aumento dell'intensità delle precipitazioni, ma i fattori meteo-climatici più significativi che possono quindi avere un impatto sulle fonti idriche non convenzionali quali le acque reflue trattate includono (Tolkou e Zouboulis, 2016):

- **gli eventi di precipitazione estremi e alluvioni associate**
- **l'innalzamento del livello del mare**
- **le mareggiate**
- **gli eventi di pioggia su neve** (meccanismo che genera inondazioni)
- **temperature estreme** (sia alte che basse)
- **condizioni di siccità**
- **velocità del vento** (estreme e raffiche)
- **ghiaccio e gelate** (cicli di gelo e disgelo)

Gli effetti di tali fattori/eventi sugli impianti di trattamento includono probabilità sempre maggiori di superamento della portata massima di progetto, crescente rischio di sversamento di liquami non trattati, con conseguente aggravamento delle inondazioni, straripamenti combinati con le fognature, concentrazione del carico inquinante dovuta alla diminuzione delle portate in ingresso nei periodi siccitosi, etc. Un esempio degli effetti di eventi di precipitazione estremi con conseguenti inondazioni è quello della Repubblica Ceca che, nell'agosto del 2002, è stata investita da un'alluvione di entità drammatica che ha coinvolto in modo catastrofico il sistema fognario e gli impianti di depurazione del paese, con 124 impianti inondati e danneggiati (di cui 4 nella sola città di Praga). Livelli preoccupanti di diversi contaminati organici e di metalli furono registrati nelle zone alluvionate a causa del *wash out* di campi agricoli, industrie, discariche, reti fognarie e impianti di depurazione; tuttavia, la violazione più frequente e diffusa dei limiti di qualità delle acque ha riguardato l'inquinamento da patogeni di origine fecale, come indicato da alcuni batteri coliformi termotolleranti, che si è protratto per oltre due mesi dall'evento, a dimostrazione del fatto che gli impianti coinvolti non erano ancora tornati a funzionare correttamente (Ministero dell'Ambiente della Repubblica Ceca, 2004). Più recentemente, una situazione simile si è verificata durante l'alluvione in Emilia-Romagna del maggio 2023, durante la quale il rischio dell'insorgenza di infezioni da agenti patogeni fecali derivanti dall'impatto dell'alluvione sul sistema fognario e sui depuratori è stato attenzionato da diversi comuni coinvolti dall'evento e ha portato al divieto di balneazione in molti comuni costieri della riviera romagnola.

L'aumento della temperatura in combinazione a ridotte precipitazioni può contribuire, oltre che all'aumento della

concentrazione di contaminanti negli influenti, anche all'aumento di corrosione delle fognature e a problematiche connesse ai cattivi odori. Questo tipo di impatto sugli impianti di depurazione è stato documentato in luoghi come Australia, Nuova Zelanda, Sud Africa e California, che hanno sperimentato eventi di siccità prolungata. Durante tali periodi, le restrizioni sull'utilizzo di acqua generalmente applicate, in combinazione con una minore infiltrazione di acqua piovana, si traduce in riduzioni del flusso e temperature più elevate negli influenti. Il ridotto afflusso di acque reflue ne determina un aumento della concentrazione, in quanto la capacità di diluizione dei contaminanti diminuisce e ne aumenta la tossicità (Hughes et al., 2021). Ciò può dar luogo a un peggioramento delle efficienze dell'impianto, oltre che all'intasamento delle reti di distribuzione (per l'accumulo di oli e grassi, detriti e deposizione di solidi), peggiorato dall'eventuale intrusione di radici di alberi, che possono essere accelerati in periodi di siccità. Tuttavia, anche variazioni della temperatura nel periodo invernale risultano essere determinanti rispetto al peggioramento delle prestazioni del trattamento delle acque reflue. Plósz et al. (2009) hanno condotto un'analisi combinando un dataset di 6 anni di dati meteorologici e di performance di un impianto di depurazione a Oslo (Norvegia), documentando una diminuzione di temperatura (in media da 9.5 a 8.2 °C) nonostante gli inverni sempre più caldi registrati nella zona di studio. Un tale calo della temperatura dell'influente, dovuto all'aumento di fenomeni di fusione di neve e ghiaccio e quindi all'aumento di flussi freddi in ingresso all'impianto, ha dato luogo a un'evidente inibizione di microorganismi nitrificanti, con una riduzione di circa il 6% per ogni grado di calo di temperatura nell'influente. Infine, un recente studio su 7 impianti di depurazione in Puglia che analizza i dati nel periodo

2016-2020, ha evidenziato una correlazione negativa tra le efficienze di rimozione di COD, BOD e TSS e l'aumento di temperatura registrato nelle zone investigate, superiore a 1.5 °C (Ranieri et al., 2024). Ciò contraddice l'idea generale secondo cui, a causa dell'aumento della temperatura, ci si dovrebbe aspettare un miglioramento dell'efficienza del trattamento, data la dipendenza dalla temperatura dei processi di trattamento biologico. Infatti, l'aumento delle temperature può diminuire la solubilità dell'ossigeno, influenzando i consorzi microbici coinvolti nei processi biologici aerobici e compromettendo l'efficienza dei processi di biodegradazione, riducendo potenzialmente l'efficienza di rimozione di parametri chiave come BOD, COD, N e P.

L'innalzamento del livello del mare potrebbe dar luogo alla diminuzione della capacità idraulica delle fognature a valle e aumentare l'intrusione salina (Zouboulis e Tolkou, 2015). Gli impianti di depurazione costieri sono infatti quelli più minacciati dagli effetti dei cambiamenti climatici, in primo luogo, per le minacce di inondazioni e anche per l'aumento di fabbisogno energetico per il pompaggio degli ef-

fluenti (dovuto all'innalzamento del livello del mare) e, ovviamente, per il maggiore stress a cui sono sottoposti nei periodi siccitosi (Singh e Tiwari, 2019). L'innalzamento del livello del mare aumenterà il carico di valle delle falde freatiche costiere, con conseguenti impatti sui livelli delle acque sotterranee interne: l'aumento dell'infiltrazione delle acque sotterranee nei sistemi di acque reflue causato dall'innalzamento della falda freatica colpirà soprattutto gli impianti costieri più vecchi. In Nuova Zelanda, questo sta già accadendo in località come South Dunedin dove si ritiene che la falda freatica sia artificialmente mantenuta a bassi livelli a causa delle infiltrazioni nella rete delle acque piovane e reflue, come giustificato da elevate salinità nel sistema delle acque reflue durante l'alta marea (Hughes et al., 2021).

La maggior parte di questi impatti si ripercuotono inevitabilmente sulla qualità degli effluenti emessi e quindi sulle potenzialità di riutilizzo delle acque reflue trattate. Tuttavia, esistono ancora pochi studi che nel dettaglio analizzano l'entità di tali impatti, soprattutto considerando la combinazione di diversi eventi climatici (Langeveld et al., 2013).

Le domande di ricerca

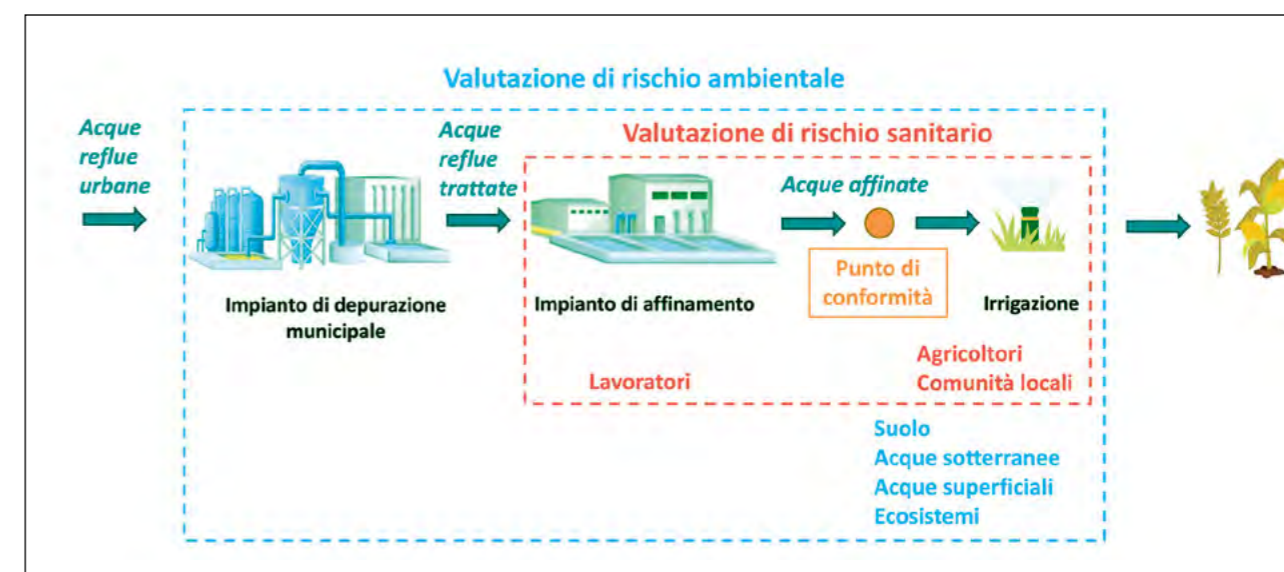
Il riutilizzo delle acque reflue depurate emerge come un'importante strategia per mitigare la crescente scarsità idrica, e la sua implementazione risulta una sfida che richiede un'approfondita comprensione delle implicazioni scientifiche, tecnologiche, economiche e sociali. Le principali domande di ricerca, in continua evoluzione, si sviluppano principalmente attorno ai seguenti punti (analizzati nel dettaglio successivamente):

- **qualità delle acque e valutazione del rischio**, che includono lo studio degli impatti del riutilizzo di acque reflue depurate sulla salute umana e sull'ambiente, inclusa la comprensione del destino di inquinanti lungo il ciclo di riutilizzo delle acque;
- **sviluppo di tecnologie innovative** (trattamento e affinamento) efficaci e sostenibili mirate alla rimozione di inquinanti emergenti;

• **gestione delle risorse idriche non convenzionali** tra disponibilità e utilizzi (che include la ricerca e la disponibilità di dati e metodologie per la valutazione del potenziale di tale fonte idrica nell'ottica di bilancio idrico e impatti del cambiamento climatico).

La valutazione dei rischi associati al riutilizzo di acque reflue in agricoltura, fondamentale ai fini della definizione del bilancio idrico, in particolar modo in un'ottica di programmazione sul medio-lungo termine, prevede l'identificazione di eventuali rischi per tutti i comparti coinvolti: sanitario, sia per gli agricoltori sia per i consumatori, e ambientale per suolo, acque superficiali e sotterranee ed ecosistemi (Figura 10.5). Uno dei principali rischi (sia sanitario che ambientale) è associato alla presenza di inquinanti (CEC e patogeni)

Figura 10.5
Rappresentazione di uno schema di riuso di acque reflue con riferimento al contesto di analisi del rischio (modificata da Maffettone e Gawlik, 2022).



che hanno origine dal sistema di trattamento o che sono già presenti nelle acque reflue e che non vengono rimossi dai trattamenti precedenti. Questa criticità è destinata ad aumentare in futuro a causa dell'intensificarsi dell'impiego di acque reflue trattate, in agricoltura ma anche nella ricarica artificiale della falda, oltre che per gli eventi idro-climatici estremi, sempre più frequenti e intensi. Il rischio della presenza di tali agenti nelle acque reflue trattate, impatta potenzialmente anche sulle acque sotterranee, perché trasportati dal suolo attraverso gli strati insaturi fino a raggiungere la falda idrica (Caputo et al., 2013; De Giglio et al., 2022).

Le fonti, i percorsi e i meccanismi di trasporto di agenti patogeni e CEC negli ambienti acquatici sono ancora scarsamente compresi e quindi manca una solida base per la valutazione quantitativa del rischio per la salute umana e la selezione delle migliori misure di mitigazione. Pertanto, è necessario sviluppare studi e attività di ricerca, a piccola e larga scala, che utilizzino approcci innovativi e interdisciplinari finalizzati a colmare le lacune di conoscenza relative a:

- processi di trasporto di agenti patogeni e CEC nei fiumi, nel suolo, nelle acque sotterranee;
- metodi per identificare i processi dominanti e per trasferire i parametri di trasporto di microrganismi patogeni e CEC dalla scala di laboratorio a quelle di campo e di bacino attraverso approcci modellistici e fisicamente basati;
- implicazioni della contaminazione delle risorse idriche sulla valutazione del rischio per la salute umana e conseguentemente sulla pianificazione per la gestione della sicurezza idrica.

Allo stesso tempo, il crescente utilizzo di acque reflue trattate a scopo irriguo, richiede approfondimenti scientifici sul loro potenziale impatto sul suolo. L'utilizzo di

acque non convenzionali, infatti, determinando un incremento di sostanza organica e potenziale accumulo di sali nei suoli, ne causa un significativo depauperamento (De Carlo et al., 2020).

I microrganismi patogeni contenuti nelle acque depurate, inoltre, potrebbero avere un ruolo nella diffusione dell'antibiotico resistenza: nel caso di riutilizzo a scopo irriguo, infatti, potrebbe esistere il rischio di un potenziale trasferimento di questi microrganismi e dei geni nel terreno e, successivamente, nel prodotto coltivato, soprattutto se si tratta di prodotti orticoli, con implicazioni per l'ambiente e per la salute umana. Questo è un aspetto ancora poco conosciuto e poco studiato, che necessita di ulteriori approfondimenti. Da una parte, sono stati effettuati diversi studi che mettono in evidenza come i batteri patogeni e i geni per la resistenza agli antibiotici siano presenti nelle acque depurate (Sorinolu et al., 2021). Alcuni studi hanno sottolineato, inoltre, come il refluo dia luogo a canali irrigui che non si mescolano con altre acque superficiali per diverse centinaia di metri o addirittura per chilometri, e come, generalmente, questi canali possano terminare direttamente nei terreni da irrigare (Lucentini et al., 2016). La mancanza di mixing con acque superficiali può consentire la crescita incontrollata di batteri sopravvissuti ai trattamenti e potenzialmente pericolosi per la salute umana (Corno et al., 2019). È stato, inoltre, dimostrato come l'esposizione continuativa di comunità batteriche naturali ad acque reflue per riuso agricolo, possa promuovere la crescita incontrollata di ceppi di *Pseudomonas* e *Acinetobacter* generalmente molto rari in comunità non disturbate (Giardina et al., 2021). Di contro, gli studi atti a comprendere il destino dell'antibiotico-resistenza nel riutilizzo delle acque reflue trattate in agricoltura sono molto limitati. Alcuni studi hanno tentato di chiarire gli impatti delle acque

trattate sullo sviluppo e la propagazione della resistenza agli antibiotici nel microbioma del suolo (Christou et al., 2017; Hong et al., 2018; Pepper et al., 2018) e i risultati hanno mostrato come l'irrigazione con tali acque non abbia un impatto significativo sul resistoma del suolo a lungo termine (Pepper et al., 2018). Tuttavia, sarebbe importante valutare la diffusione e la trasmissione dell'antibiotico-resistenza dalle acque reflue trattate, al suolo e alle coltivazioni, analizzando al tempo stesso come determinate condizioni possano influenzarne la diffusione, per avere un quadro più dettagliato e olistico per la valutazione dei rischi per la salute umana (Sorinolu et al., 2021). Il monitoraggio dei batteri antibiotico-resistenti e dei geni responsabili dell'antibiotico resistenza lungo l'intero ciclo di riutilizzo "acque depurate-suolo-culture" diventa quindi un'importante domanda di ricerca. Per rispondere a questa necessità è possibile adottare protocolli microbiologici e approcci basati su avanzate tecnologie biomolecolari in condizioni ambientali reali e controllate per dare un quadro più approfondito della eventuale contaminazione, propagazione e/o accumulo e/o dei batteri e dei geni di resistenza lungo l'intero ciclo.

Potrebbe essere importante anche sviluppare dei database per favorire lo scambio di informazioni per contribuire allo sviluppo di politiche di riutilizzo delle acque reflue allo scopo di proteggere la salute dell'uomo e dell'ambiente.

Per le tecnologie più promettenti, sia per il trattamento secondario che per il terziario, la domanda generale di ricerca si focalizza sul miglioramento delle prestazioni sia in termini di configurazione impiantistica che di gestione operativa ottimale. L'obiettivo principale, come già sottolineato, è il riutilizzo delle acque in sicurezza che prevede lo studio del destino

e della rimozione dei CEC (inclusi ARB e ARG) nelle diverse opzioni di trattamento. In particolare, viste le migliori prestazioni potenzialmente ottenibili con i processi a biomassa adesa, è importante definire i meccanismi di rimozione dei CEC nel biofilm (includendo i processi di trasferimento e le condizioni idrodinamiche del sistema) e la caratterizzazione delle comunità batteriche che si sviluppano nel biofilm. Per i reattori a membrana, che costituiscono la soluzione più promettente per la rimozione dei CEC, l'aspetto tecnologico più importante da investigare è costituito dal contrasto ai fenomeni di *fouling*.

Nel caso di trattamenti terziari di tipo chimico quali ozonizzazione e AOP, la maggiore criticità per il riuso in sicurezza delle acque trattate è rappresentata dalla presenza di composti tossici intermedi che possono formarsi durante le reazioni ossidative, la cui rimozione costituisce uno degli aspetti più rilevanti della domanda di ricerca.

La disamina dei dati di letteratura dimostra che l'approccio ottimale per il riutilizzo delle acque è costituito da un approccio multi-barriera al trattamento che include processi convenzionali e trattamenti avanzati: le future ricerche dovranno considerare la definizione di sequenze ottimali di unità di trattamento da valutare caso per caso in funzione della qualità richiesta per il riutilizzo.

Infine, nell'ottica di realizzare una gestione sostenibile degli impianti è importante investigare le potenzialità del trattamento anaerobico per la rimozione dei CEC dati i potenziali vantaggi del processo anaerobico che consente di recuperare efficacemente il contenuto di energia e risorse nei reflui da trattare inclusa l'acqua depurata (Manetti e Tomei, 2024). Gli effluenti anaerobici, infatti, sono ricchi di nutrienti, una preziosa risorsa per il riutilizzo

ma la presenza di CEC costituisce un limite per il loro impiego in sicurezza.

A parte l'evoluzione tecnologica degli impianti di depurazione, un cambiamento sistemico del paradigma del settore delle acque reflue è essenziale per aumentare la sostenibilità e la capacità di soddisfare la domanda idrica del futuro (Radini et al., 2023). Questo approccio deve necessariamente prevedere un'analisi avanzata delle difficoltà applicative che limitano la diffusione del riuso di acque reflue nel contesto italiano e analizzare le domande di ricerca connesse a quest'ambito.

Per abilitare le pratiche di riutilizzo di acque reflue trattate è necessario inserire tale approccio in un paradigma definito *Smart&DigitalWater*. Nel contesto della depurazione e del successivo sfruttamento di acque reflue trattate, l'implementazione di azioni smart riguarda soprattutto l'efficientamento energetico (già previsto dalla versione rivista della direttiva UWWTD 1991/271/CEE) e la digitalizzazione della filiera dell'acqua. La digitalizzazione e la ricerca in questo campo offrono diversi benefici potenziali che includono il monitoraggio continuo della qualità delle acque reflue accompagnato dalla disponibilità totale dei dati di qualità e di portata, lo sviluppo della manutenzione predittiva, la riduzione delle spese e della possibilità di errori e, infine, una maggiore velocità nel processo decisionale grazie alla rapidità nell'elaborazione dei dati. Tuttavia, secondo Foglia et al. (2023) il processo di digitalizzazione è frenato principalmente dalla mancanza di casi aziendali e prove tangibili dei vantaggi, dal basso livello di maturità di alcune soluzioni digitali e dagli elevati investimenti e formazione necessari.

Un altro aspetto di ricerca che può supportare lo sviluppo e l'implementazione di strategie di gestione delle risorse idriche (incluse le fonti non convenzionali) comprende lo sviluppo di modelli su base partecipativa per individuare le possibili barriere tecniche, normative ed economiche alla realizzazione su scala ampia di azioni per il ricorso a risorse idriche non convenzionali e per l'attuazione di politiche (ad esempio, strategie di *water pricing*) a supporto (si veda a questo proposito il paragrafo 11.9). In particolare, l'interazione con gli stakeholder è fondamentale per una valutazione del livello di accettabilità di risorse idriche non convenzionali in alcune applicazioni (come nel caso del riuso in agricoltura), anche allo scopo di individuare possibili politiche e azioni conseguenti (ad esempio formazione o training). In quest'ambito, l'utilizzo di un framework teorico basato sul concetto di Nexus è fondamentale allo scopo di caratterizzare la complessità dei sistemi socio-ecologici, e di descrivere il grande livello di interconnessione e multi-dimensionalità che li caratterizza. Comprendere gli impatti (anche indiretti), la loro variazione nel tempo e i possibili *trade-off* associati all'implementazione di politiche legate alla gestione delle risorse naturali (tra cui quelle legate all'utilizzo di risorse idriche non convenzionali) è fondamentale per suggerire ai *policy- e decision-maker* le strategie più idonee da intraprendere. L'implementazione di approcci basati sul Nexus richiede anche lo sviluppo di idonei strumenti modellistici, in grado di fornire una visione integrata del sistema. In questa direzione, l'impiego di modelli basati su System Dynamics può garantire una buona capacità di descrivere sistemi complessi e di simulare l'impatto di molteplici politiche anche attraverso analisi di scenario (Pluchinotta et al., 2021).

Referenze bibliografiche

Ahdab, Y.D., Lienhard, J.H., 2021. Desalination of brackish groundwater to improve water quality and water supply, in: *Global Groundwater*. Elsevier, pp. 559–575. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818172-0.00041-4>

Alcalde-Sanz, L., Gawlik, B., 2014. Water reuse in Europe – Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation. Publications Office of the European Union. <http://doi.org/10.2788/29234>

ARERA, 2023. Relazione Annuale – Stato dei servizi Volume 1. https://www.arera.it/fileadmin/allegati/relazione_annuale/2023/RA23_volume_1.pdf

ARPA Emilia-Romagna, 2022. Dati Ambientali. <https://webbook.arpae.it/indicatore/Portata-dei-fiumi-00001/?espandi=grafici>

Bio by Deloitte, Commission, E., for Environment, D.-G., Knox, J., Jeffrey, P., Van Long, L., McNeil, D., Smith, H., Haines, R., Mudgal, S., Saidi, N., 2015. Optimising water reuse in the EU – Final report, Part I. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/603205>

Büttner, O., Jawitz, J. W., Birk, S., Borhardt, D., 2022. Why wastewater treatment fails to protect stream ecosystems in Europe. *Water Res.* 217, 118382. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118382>

Caputo, M.C., De Girolamo, A.M., Volpe, A., 2013. Soil amendment with olive mill wastes: Impact on groundwater. *J. Environ. Manage.* 131, 216–221. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.004>

Christou, A., Agüera, A., Bayona, J.M., Cytryn, E., Fotopoulos, V., Lambropoulou, D., Manaia, C.M., Michael, C., Revitt, M., Schröder, P., Fatta-Kassinos, D., 2017. The potential implications of reclaimed wastewater reuse for irrigation on the agricultural environment: The knowns and unknowns of the fate of antibiotics and antibiotic resistant bacteria and resistance genes – A review. *Water Res.* 123, 448–467. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.004>

Corno, G., Yang, Y., Eckert, E.M., Fontaneto, D., Fiorentino, A., Galafassi, S., Zhang, T., Di Cesare, A., 2019. Effluents of wastewater treatment plants promote the rapid stabilization of

the antibiotic resistome in receiving freshwater bodies. *Water Res.* 158, 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.031>

Cousins, J.J., 2018. Remaking stormwater as a resource: Technology, law, and citizenship. *WIREs Water* 5. <https://doi.org/10.1002/wat2.1300>

Cromwell, J.E., Smith, J.B., Raucher, R.S., 2007. Implications of Climate Change for Urban Water Utilities, Association of Metropolitan Water Agencies (AMWA)

De Carlo, L., Battilani, A., Solimando, D., Caputo, M.C., 2020. Application of time-lapse ERT to determine the impact of using brackish wastewater for maize irrigation. *J. Hydrol. (Amst)* 582, 124465. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124465>

De Giglio, O., Triggiano, F., Apollonio, F., Pousis, C., Calia, C., Diella, G., Bagordo, F., Murgolo, S., Grassi, T., De Ceglie, C., Brigida, S., La Rosa, G., Mancini, P., Bonanno Ferraro, G., De Donno, A., Mascolo, G., Caputo, M.C., Montagna, M.T., 2022. The Geological Characteristics of the Vadose Zone Influence the Impact of Treated Wastewater on the Groundwater Quality (SCA.Re.S. Project 2019–2020). *Pathogens* 11, 677. <https://doi.org/10.3390/pathogens11060677>

De Mastro, F., Brunetti, G., De Mastro, G., Ruta, C., Stea, D., Murgolo, S., De Ceglie, C., Mascolo, G., Sannino, F., Coccozza, C., Traversa, A., 2022. Uptake of different pharmaceuticals in soil and mycorrhizal artichokes from wastewater. *Environ. Sci. Poll. Res.* 30, 33349–33362. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24475-7>

Denora, M., Candido, V., Brunetti, G., De Mastro, F., Murgolo, S., De Ceglie, C., Salerno, C., Gatta, G., Giuliani, M.M., Mehmeti, A., Bartholomeus, R.P., Perniola, M., 2023. Uptake and accumulation of emerging contaminants in processing tomato irrigated with tertiary treated wastewater effluent: a pilot-scale study. *Front. Plant Sci.* 14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1238163>

European Environment Agency., 2022. Beyond water quality: sewage treatment in a circular economy.

Foglia, A., González-Camejo, J., Radini, S., Sgroi, M., Li, K., Eusebi, A.L., Fatone, F., 2023.

Transforming wastewater treatment plants into reclaimed water facilities in water-unbalanced regions. An overview of possibilities and recommendations focusing on the Italian case. *J. Clean. Prod.* 410, 137264. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137264>

Giardina, S., Castiglioni, S., Corno, G., Fanelli, R., Chiara, M., Migliore, L., Sabbatucci, M., Sesta, G., Zaghi, C., Zuccato, E., 2021. Istituto Superiore Di Sanità. Approccio ambientale all'antimicrobico-resistenza.

Hong, P.-Y., Julian, T., Pype, M.-L., Jiang, S., Nelson, K., Graham, D., Pruden, A., Manaia, C., 2018. Reusing Treated Wastewater: Consideration of the Safety Aspects Associated with Antibiotic-Resistant Bacteria and Antibiotic Resistance Genes. *Water (Basel)* 10, 244. <https://doi.org/10.3390/w10030244>

Hughes, J., Cowper-Heays, K., Oleson, E., Bell, R., Stroombergen, A., 2021. Impacts and implications of climate change on wastewater systems: A New Zealand perspective. *Clim. Risk Manag.* 31, 100262. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2020.100262>

Istat, 2014. Sesto Censimento Generale dell'Agricoltura Utilizzo della risorsa idrica a fini irrigui in agricoltura. ISBN: 978-88-458-1805-9.

Istat, 2019. Utilizzo e qualità della risorsa idrica in Italia, ISBN: 978-88-458-1976-6

Istat, 2022. Censimento delle acque per uso civile anno 2020. <https://www.istat.it/it/archivio/279363>

Krzeminski, P., Tomei, M.C., Karaolia, P., Langenhoff, A., Almeida, C.M.R., Felis, E., Gritten, F., Andersen, H.R., Fernandes, T., Manaia, C.M., Rizzo, L., Fatta-Kassinos, D., 2019. Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: A review. *Sci. Tot. Environ.* 648, 1052-1081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.130>

Langeveld, J.G., Schilperoort, R.P.S., Weijers, S.R., 2013. Climate change and urban wastewater infrastructure: There is more to explore. *J. Hydrol. (Amst)* 476, 112-119. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.021>

Liu, H., Jia, Y., Niu, C., 2017. "Sponge city" concept helps solve China's urban water pro-

blems. *Environ. Earth Sci.* 76, 473. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6652-3>

Lucentini, L., Achene, L., La Sala, L., Stacchini, P., Bonadonna, L., La Rosa, G., Veschetti, E., Gianfranceschi, M., Cerroni, M., Beccaloni, E., Carere, M., Fiori, M., Generale Prevenzione Sanitaria, D., 2016. Istituto Superiore Di Sanità. Elementi di analisi del rischio correlati all'utilizzo e riutilizzo di acque in produzione primaria e alimentare.

Maffettone, R., Gawlik, B., 2022. Technical guidance - water reuse risk management for agricultural irrigation schemes in Europe. <https://doi.org/10.2760/590804>

Manetti, M., Tomei, M.C., 2024. Anaerobic removal of contaminants of emerging concern in municipal wastewater: Eco-toxicological risk evaluation and strategic selection of optimal treatment. *Sci. Tot. Environ.* 912, 168895. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168895>

Metcalf, C.D., Koenig, B.G., Bennie, D.T., Servos, M., Ternes, T.A., Hirsch, R., 2003. Occurrence of neutral and acidic drugs in the effluents of Canadian sewage treatment plants. *Environ. Toxicol. Chem.* 22, 2872-2880. <https://doi.org/10.1897/02-469>

Ministero dell'Ambiente della Repubblica Ceca, 2004. August 2002 catastrophic flood in the Czech Republic. ISBN: 80-7212-343-2

Ofori, S., Puškáčková, A., Růžičková, I., Wanner, J., 2021. Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons. *Sci. Tot. Environ.* 760, 144026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144026>

Palmieri, S., Cipolletta, G., Pastore, C., Gio-suè, C., Akyol, Ç., Eusebi, A.L., Frison, N., Tittarelli, F., Fatone, F., 2019. Pilot scale cellulose recovery from sewage sludge and reuse in building and construction material. *Waste Manage.* 100, 208-218. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.015>

Pepper, I.L., Brooks, J.P., Gerba, C.P., 2018. Antibiotic Resistant Bacteria in Municipal Wastes: Is There Reason for Concern? *Environ. Sci. Technol.* 52, 3949-3959. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04360>

Plósz, B.G., Liltved, H., Ratnaweera, H., 2009. Climate change impacts on activated sludge wastewater treatment: A case study from Norway. *Water Sci. Technol.*

60, 533-541. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.386>

Pluchinotta, I., Pagano, A., Vilcan, T., Ahilan, S., Kapetas, L., Maskrey, S., Krivtsov, V., Thorne, C., O'Donnell, E., 2021. A participatory system dynamics model to investigate sustainable urban water management in Ebbsfleet Garden City. *Sustain. Cities Soc.* 67, 102709. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.102709>

Radini, S., González-Camejo, J., Andreola, C., Eusebi, A.L., Fatone, F., 2023. Risk management and digitalisation to overcome barriers for safe reuse of urban wastewater for irrigation - A review based on European practice. *J. Water Process Eng.* 53, 103690. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103690>

Ranieri, E., D'Onghia, G., Lopopolo, L., Gikas, P., Ranieri, F., Gika, E., Spagnolo, V., Herrera, J.A., Ranieri, A.C., 2024. Influence of climate change on wastewater treatment plants performances and energy costs in Apulia, south Italy. *Chemosphere* 350, 141087. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.141087>

Ricart, S., Villar-Navascués, R.A., Hernández-Hernández, M., Rico-Amorós, A.M., Olcina-Cantos, J., Moltó-Mantero, E., 2021. Extending natural limits to address water scarcity? The role of non-conventional water fluxes in climate change adaptation capacity: A review. *Sustainability (Switzerland)* 13(5), 2473. <https://doi.org/10.3390/su13052473>

Rizzo, L., Gernjak, W., Krzeminski, P., Malato, S., McArdell, C.S., Perez, J.A.S., Schaar, H., Fatta-Kassinos, D., 2020. Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation of crops in EU countries. *Sci. Tot. Environ.* 710, 136312. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136312>

Singh, S., Tiwari, S., 2019. Climate Change, Water and Wastewater Treatment: Interrelationship and Consequences, in: *Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges.*

Springer Singapore, Singapore, pp. 203-214. https://doi.org/10.1007/978-981-13-3179-4_11

Sorinolu, A.J., Tyagi, N., Kumar, A., Munir, M., 2021. Antibiotic resistance development and human health risks during wastewater reuse and biosolids application in agriculture. *Chemosphere* 265, 129032. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129032>

The European House - Ambrosetti, 2024. Libro Bianco per l'Italia 2024. Valore acqua per l'Italia. <https://eventi.ambrosetti.eu/valoreacqua2024/wp-content/uploads/sites/262/2024/03/Libro-Bianco-Valore-Acqua-per-l'Italia-2024.pdf>

Tolkou, A.K., Zouboulis, A.I., 2016. Effect of climate change in WWTPs with a focus on MBR infrastructure. *Desalination Water Treat.* 57, 2344-2354. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1049403>

Tomei, M.C., Mosca Angelucci, D., 2017. Wastewater characterization, in: *Activated Sludge Separation Problems.* International Water Association, pp. 1-19. https://doi.org/10.2166/9781780408644_001

Tram VO, P., Ngo, H.H., Guo, W., Zhou, J.L., Nguyen, P.D., Listowski, A., Wang, X.C., 2014. A mini-review on the impacts of climate change on wastewater reclamation and reuse. *Sci. Tot. Environ.* 494-495, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.090>

Vivaldi, G.A., Zaccaria, D., Camposeo, S., Paganani, F., Salcedo, F.P., Portoghese, I., 2022. Appraising water and nutrient recovery for perennial crops irrigated with reclaimed water in Mediterranean areas through an index-based approach. *Sci. Tot. Environ.* 820, 152890. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152890>

Zouboulis, A., Tolkou, A., 2015. Effect of Climate Change in Wastewater Treatment Plants: Reviewing the Problems and Solutions, in: *Springer Water.* Springer Nature, pp. 197-220. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10467-6_10

Mosca Angelucci, D., Caputo, M.C., De Carlo, L., Di Pippo, F., Gianico, A., Pagano, A., Polesello, S., Portoghese, I., Salerno, C., Tomei, M.C. 2024. "Le risorse idriche non convenzionali", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), *Habitat signa* 1, 349-383. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/10>

How to cite

10

11

Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse



Siccità, scarsità e crisi idriche



Keywords

water uses
water civil uses
irrigation
water manufacturing uses
management tools

Parole-chiave

utilizzi idrici
usi idrici civili
usi idrici irrigui
usi idrici industriali
strumenti di gestione

Curatori**Marco Lauteri**

CNR - Istituto di ricerca
sugli ecosistemi terrestri

Emanuele Romano**Ivan Portoghese**

CNR - Istituto di ricerca
sulle acque

Con contributi di

CNR

Istituto di geologia ambientale
e geingegneria

Cristina Di Salvo

CNR

Istituto di geoscienze e georisorse

Matia Menichini

CNR

Istituto di ricerca sulle acque

Jessica Amadio**Marzia Ciampittello****Anna Maria De Girolamo****Raffaele Giordano****Rita Masciale****Domenica Mosca Angelucci****Alessandro Pagano****Giuseppe Passarella****Anna Bruna Petrangeli**

CNR

Istituto di ricerca sugli ecosistemi terrestri

Francesca Chiocchini**Marco Ciolfi****Enrico Petrangeli**

Istituto superiore per la
protezione e la ricerca ambientale

Stefano Mariani**Giovanni Braca****Barbara Lastoria****Robertino Tropeano****Marco Casaioli****Francesca Piva****Martina Bussettini**

Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse

11

11.1	Introduzione	389
11.2	Gli usi civili	392
11.2.1	Stato attuale	392
11.2.2	Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo civile	400
11.2.3	Tecnologie e strumenti per migliorare l'efficienza/resilienza dei sistemi di approvvigionamento idropotabile	402
11.2.4	Le domande di ricerca	404
11.3	Gli usi irrigui	406
11.3.1	Stato attuale	406
11.3.2	Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo irriguo	413
11.3.3	Tecnologie a supporto della riduzione dei fabbisogni irrigui	415
11.3.4	Le domande di ricerca	417
11.4	Gli usi industriali e produzione di energia	421
11.4.1	Stato attuale	421
11.4.2	Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo industriale e per la produzione di energia	423
11.4.3	Tecnologie e pratiche a supporto di una gestione sostenibile delle risorse idriche in ambito industriale	425
11.5	Utilizzo di indicatori a supporto del monitoraggio della siccità e della gestione delle risorse idriche	427
11.6	Bilancio idrico e stress idrico	433
11.7	Strumenti informatici a supporto della gestione sostenibile delle risorse idriche	436
11.7.1	INOPIA	438
11.7.2	SIDIAS	439
11.7.3	DEWS-PO	439
11.7.4	SimBaT	440
11.8	L'impronta idrica (water footprint)	441
11.8.1	Consumi idrici ed economia circolare	441
11.8.2	Definizione e stima dell'impronta idrica	442
11.8.3	Impronta idrica in Italia	444
11.8.4	Impronta idrica a livello europeo e globale	446
11.8.5	Le domande di ricerca	448
11.9	Approcci partecipativi alla gestione del rischio connesso a eventi siccitosi: l'importanza del coinvolgimento degli stakeholder	450
11.10	Comprendere le acque e agire le risorse: note di <i>Environmental Humanities</i> sul bilancio idrico	454
11.10.1	Verso un'autoetnografia riflessiva	454
11.10.2	La roba acqua	455
11.10.3	Le civiltà idrauliche	457
11.10.4	Un'etnografia del contemporaneo	458
11.10.5	L'acqua è una risorsa. Per cosa?	460
11.11	Referenze bibliografiche	462

Introduzione

111

Nell'ottica della stima del bilancio idrico alla scala nazionale e locale è fondamentale non solo la quantificazione delle risorse disponibili e la loro variabilità nello spazio e nel tempo, ma anche la quantificazione dei fabbisogni per i diversi scopi, gli effettivi prelievi e utilizzi, la stima delle perdite in adduzione e distribuzione e la stima dei volumi restituiti dopo l'utilizzo. Riferimento normativo per la stima del bilancio idrico sono le "Linee guida per la

predisposizione del bilancio idrico di bacino, comprensive dei criteri per il censimento delle utilizzazioni in atto e per la definizione del minimo deflusso vitale, di cui all'articolo 22, comma 4, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152. (GU n. 268 del 15-11-2004), emanate dal Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica (D.M. 28 luglio 2004)". Alle definizioni ivi contenute faremo riferimento in questo Capitolo.

In linea generale, in Italia gli utilizzi delle risorse idriche sono i seguenti:

Uso civile

comprende non solo l'uso potabile domestico, ma in generale tutti gli usi autorizzati (uffici e servizi pubblici, innaffiamento di verde pubblico, fontane pubbliche, etc.)

Uso agricolo

comprende l'uso irriguo per il soddisfacimento del fabbisogno idrico delle colture e l'uso nel settore zootecnico.

Uso industriale

comprende tutto il settore manifatturiero.

Produzione di energia

include non solo la produzione idroelettrica, ma qualsiasi modalità di produzione di energia che necessiti l'utilizzo di risorse idriche.

Uso turistico e ricreativo

comprende tutte le attività che necessitano livelli minimi dei corpi idrici superficiali (navigazione interna, pesca, etc.).

Uso ambientale

con tale termine ci si riferisce alle portate minime ("deflusso ecologico") nei corpi idrici superficiali e sotterranei per mantenimento di un regime idrologico congruente con gli obiettivi ambientali indicati dalla Water Framework Directive così come definito dalla Direttiva Deflussi Ecologici del 2017 (DD 30/STA).

Nei paragrafi seguenti verrà trattato il tema degli usi civili (paragrafo 11.2), irrigui (paragrafo 11.3) e industriali, ivi inclusa la produzione di energia (paragrafo 11.4). Da un punto di vista quantitativo, i tre menzionati sono gli utilizzi che più incidono sul bilancio idrico complessivo. Sottolineiamo il fatto che gli usi turistici e ricreativi, seppur non possono essere assimilati a prelievi secondo quanto previsto nel D.M. MASE 28 luglio 2004, sono stati tuttavia considerati nell'ambito degli usi civili al fine di valutarne l'impatto stagionale. Analogamente, occorre precisare che nel paragrafo 11.3 vengono trattati, tra gli usi in agricoltura, quasi esclusivamente gli usi irrigui. Occorre, inoltre, considerare l'importanza del "deflusso minimo vitale" (che si avvia a diventare "deflusso ecologico") come vincolo imprescindibile per una gestione sostenibile delle risorse idriche basata su una valutazione robusta del bilancio idrico.

Relativamente ai volumi totali prelevati per i diversi scopi, l'Istat stima che nel quinquennio 2015-2019 il volume totale è stato in media di circa 30.4 miliardi di m³/anno (Istat, 2019), di cui circa il 56% prelevato per gli usi agricoli, il 31% per gli usi civili e il 13% per l'industria. Esistono, tuttavia, forti differenze territoriali, sia in termini volumetrici che percentuali, come mostrato in figura 11.1 dove sono presentati i prelievi stimati per ogni utilizzo sia alla scala nazionale (diagramma a torta), che per ogni Distretto idrografico (istogrammi cumulati).

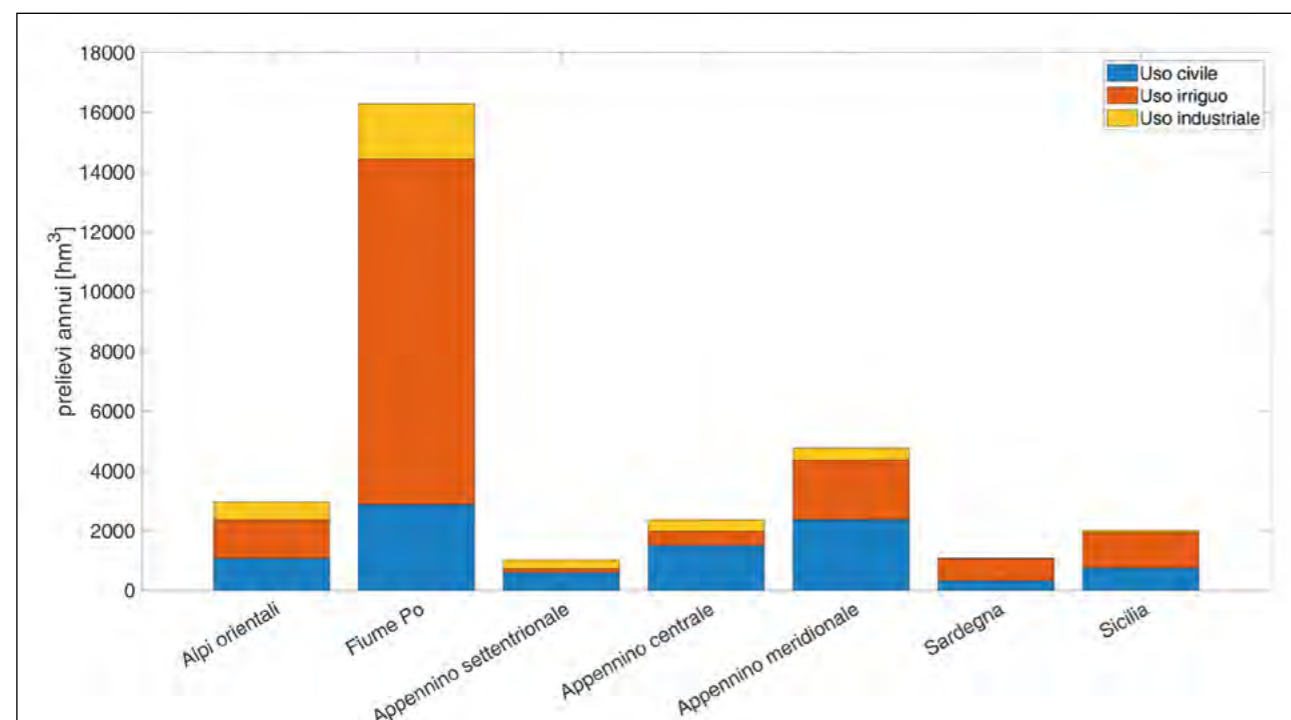
In merito alla quantificazione dei prelievi, è tuttavia importante sottolineare il fatto che, mentre nel caso degli usi civili, il dato sui volumi captati è per la maggior parte (circa l'80%) misurato al prelievo e fornito dai gestori tramite il Censimento delle acque, relativamente agli usi irrigui e industriali i dati forniti dall'Istat sono frutto di stime e solo parzialmente misurati.

Per quanto riguarda gli usi irrigui, Istat nell'ambito del 6° Censimento generale dell'agricoltura (Istat, 2014) stima che circa il 65% dei volumi a scopo irriguo è captato e distribuito da acquedotti e consorzi di irrigazione e bonifica, mentre il restante 35% è captato dalle stesse aziende dalla falda tramite pozzi (19%) o da acque superficiali (16%). Su tale aliquota non sono disponibili, dunque, dati di prelievo misurati, rendendo complessa, soprattutto in alcune aree italiane, la definizione di un bilancio idrico attendibile.

Relativamente agli usi industriali, i dati disponibili forniti dall'Istat (2019) sono basati esclusivamente su dati stimati, basati sulle unità fisiche di prodotto, distinte per tipologia all'interno di ciascun settore manifatturiero.

Figura 11.1

Prelievi idrici per uso civile, irriguo e industriale (2015-2019) suddivisi per Distretto idrografico. Fonte: Istat (2019).



Stato attuale

Gli usi civili dell'acqua riguardano tutti gli utilizzi domestici, gli utilizzi negli edifici pubblici e negli uffici, nelle attività commerciali e turistiche, per l'innaffiamento del verde urbano, nonché tutte le attività manifatturiere o in generale produttive servite direttamente dalla rete urbana.

La principale fonte informativa sugli usi civili della risorsa idrica è l'ISTAT che raccoglie tramite il Censimento delle acque i dati relativi al prelievo di acqua per uso potabile, al trasporto e distribuzione dell'acqua potabile, alle reti fognarie, agli impianti di depurazione delle acque reflue urbane. L'unità di rilevazione del censimento è costituita dagli Enti gestori dei servizi idrici integrati. Il censimento viene attualmente condotto con fre-

quenza biennale, l'ultimo pubblicato in forma completa è relativo all'anno 2020. Attualmente sono stati raccolti da Istat i dati relativi all'anno 2022 e sono in fase di elaborazione, ma alcuni risultati sono già stati resi disponibili (Istat, 2024).

In termini di risorse idriche, a scala nazionale l'approvvigionamento civile è garantito per circa l'85% da acque sotterranee, captate tramite pozzo per il 49%, e per il 36% da sorgente. Il restante 15% è prelevato da corsi d'acqua superficiali (5%), da invasi (9.5%), da lago naturale (0.4%) o da acque marine o salmastre tramite desalinizzatori (0.1%) (Fig. 11.2). La Figura 11.3 mostra la medesima ripartizione (tipologia di risorse idriche captate per il consumo umano) suddivisa per Distretto idrografico.

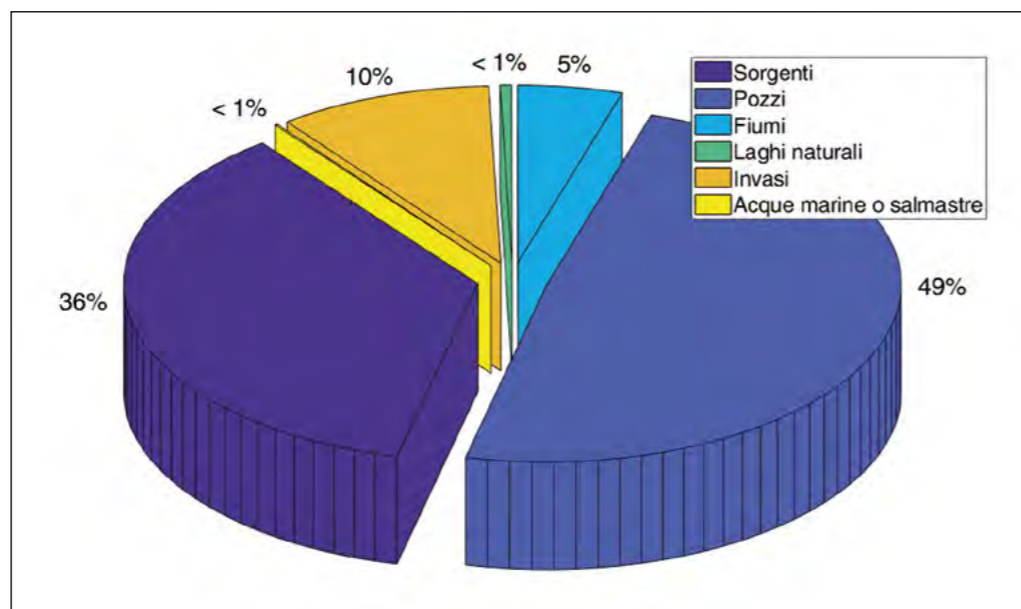


Figura 11.2

Risorse idriche captate per il consumo umano, dato nazionale (Istat, 2019).

Esistono tuttavia notevoli differenze territoriali nella tipologia di risorse idriche captate per il consumo umano (Fig. 11.3), con un ricorso significativo agli invasi artificiali soprattutto in Italia Meridionale (circa il 15%) e insulare (15% e 85% per Sicilia e Sardegna, rispettivamente). Tali aree sono caratterizzate dalla presenza di sistemi di approvvigionamento a scopo multiplo.

Il fabbisogno per uso civile è sostanzialmente legato agli andamenti demografici, sia in termini di valori assoluti (possibile variazione della popolazione), sia in termini di distribuzione della popolazione tra aree urbane e aree rurali, e può essere anche significativamente impattato dalla concentrazione di usi extra-residenziali (Mazzoni et al., 2022). Vari studi hanno anche identificato l'influenza degli attributi sociodemografici e demografici delle famiglie e delle caratteristiche abitative sul consumo di acqua. Tra essi si segnala il ruolo di reddito, dimensione della famiglia, distribuzione per età e livello di istruzione dei membri della famiglia, che manifestano un'influenza significativa (peraltro spesso molto complessa e non lineare) sui comportamenti che maggiormente influiscono sul consumo idrico (Costa et al., 2024).

Un elemento di significativa vulnerabilità dei sistemi di approvvigionamento idrico a uso civile è costituito dalla variabilità stagionale del fabbisogno in relazione ai flussi turistici (ad esempio, Mazzoni et al., 2022; Mereu et al., 2016). ISPRA ha stimato (<https://indicatoriam-bientali.isprambiente.it/it/turismo/incidenza-del-turismo-sui-consumi-di-acqua-potabile>) in maniera quantitativa il contributo dei turisti al consumo giornaliero di acqua potabile. In sostanza, si propone come indicatore del peso della domanda turistica, la differenza tra il consumo giornaliero pro capite di

acqua per uso potabile calcolata in riferimento alla popolazione residente e il consumo pro capite di acqua per uso potabile calcolato con la "popolazione equivalente", ottenuta aggiungendo il numero di presenze turistiche registrate nell'anno e ripartite sui 365 giorni. Nel 2022, il movimento turistico censito ha consumato giornalmente 4 litri di acqua a uso potabile/ab. equivalenti (in media a livello nazionale, con massimi anche superiori ai 30 litri/ab equivalenti). Nel periodo 2015-2018-2020 si è anche rilevata una crescita dei consumi. Ciò, naturalmente, può esacerbare possibili conflitti per l'accesso alle risorse idriche nel momento in cui è massima anche la richiesta per irrigazione e tende a ridursi la disponibilità. Alcuni pozzi sono usati come riserve estive, soprattutto nelle aree a forte vocazione turistica, dove il normale approvvigionamento non consentirebbe una regolare distribuzione. È necessaria, in questo contesto, una previsione attenta a scala locale dei futuri afflussi turistici per una pianificazione del fabbisogno civile e una migliore definizione del bilancio idrico attuale e futuro. Da questo punto di vista si sottolinea la necessità di un utilizzo di indicatori integrati di disponibilità/pressione, quali ad esempio il WEI+ (si vedano i paragrafi 11.5 e 11.6), a una scala sub-annuale.

Il tema stesso della corretta stima dei volumi prelevati non è trascurabile. Una frazione prossima al 20% del volume prelevato viene solo stimato dai gestori delle fonti come volume ascrivibile alla mancanza di misurazione o malfunzionamento degli strumenti di misura. La diffusione della misurazione è piuttosto variabile sul territorio e strettamente correlata alla tipologia di fonte e di gestione (Istat, 2019). In figura 11.4 sono riportate, in relazione all'uso civile, le percentuali dei volumi captati "misurati" e "non misurati", suddivisi per regione.

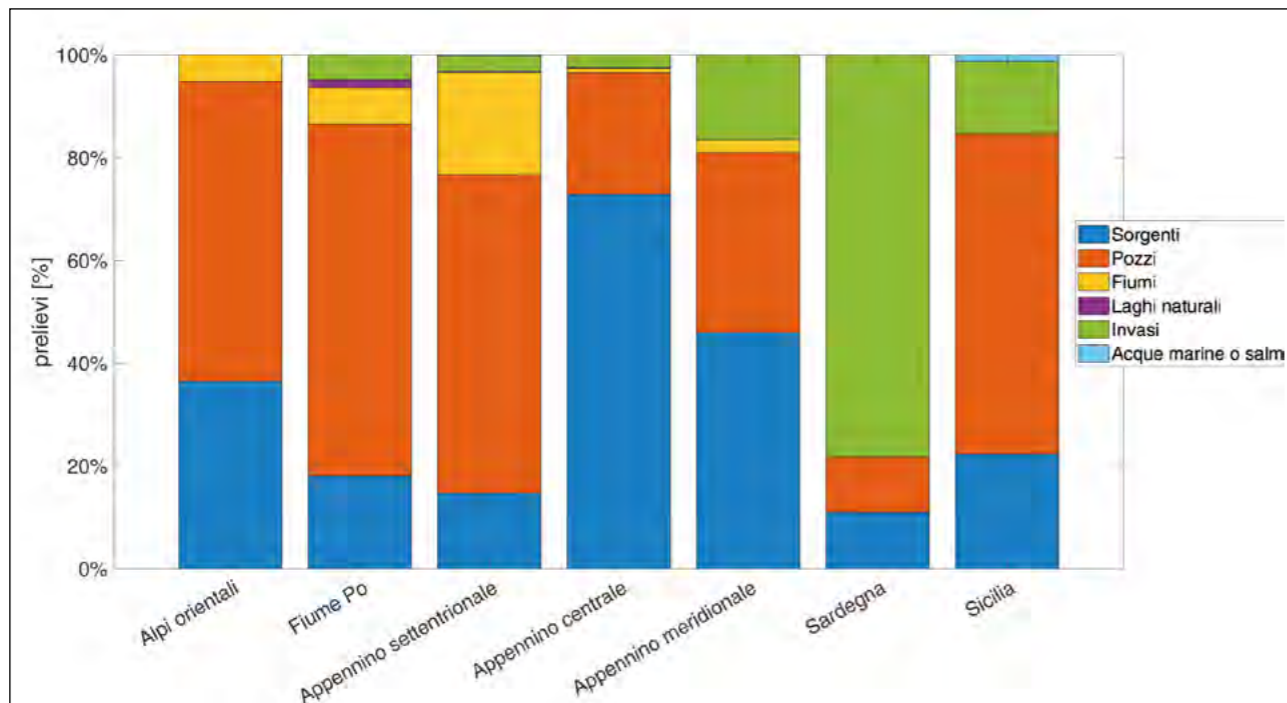


Figura 11.3
Risorse idriche captate per il consumo umano, ripartizione per Distretto idrografico (Istat, 2019).

La misurazione continua dei prelievi a uso civile è poco diffusa soprattutto nelle gestioni in economia (incide sul 51.4%, contro l'84.4% nelle gestioni specializzate), nelle sorgenti in alta quota, nelle piccole captazioni e nelle aree ricche di acqua (come le zone dell'arco alpino), dove la risorsa idrica è percepita come abbondante.

Il rapporto Istat (2024) ha sottolineato come le problematiche legate all'approvvigionamento idrico potabile non siano trascurabili, essendo in molti casi richiesta l'attivazione di misure di razionamento dell'acqua anche in capoluoghi di provin-

cia/città metropolitane (11 nel 2020 e 15 nel 2021). L'adozione di misure restrittive nell'erogazione idrica è legata a molteplici fattori, inclusa l'obsolescenza dell'infrastruttura e l'occorrenza di eventi estremi, i problemi di qualità dell'acqua per il consumo umano e la riduzione della portata delle fonti di approvvigionamento, a causa del cambiamento climatico. È importante notare come il razionamento si sia verificato anche in capoluoghi del Nord (si veda a tal proposito il box di approfondimento sulla siccità del 2022-2023 nel bacino del fiume Po), tradizionalmente poco soggetti a tale misura gestionale.

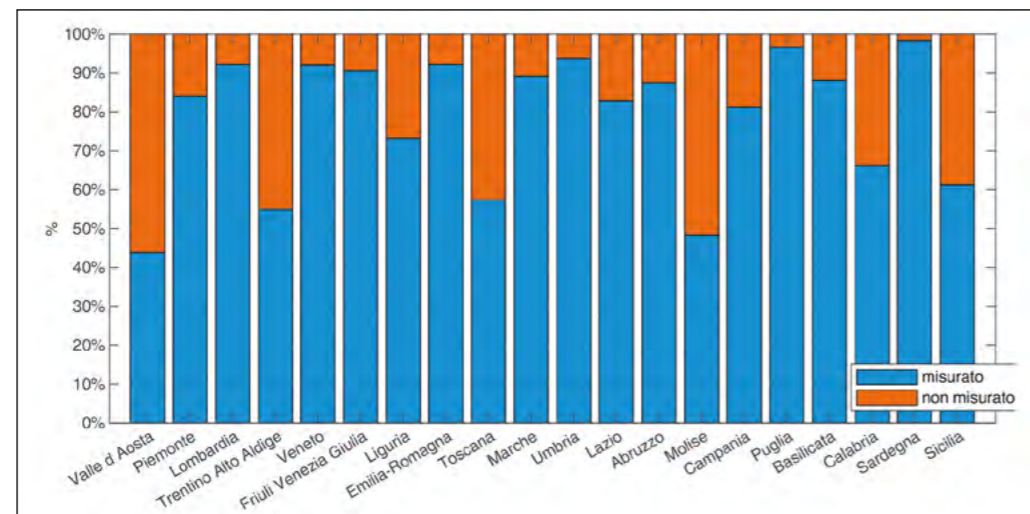


Figura 11.4
Percentuali dei volumi captati ad uso civile "misurati" e "non misurati", suddivisi per regione (Istat, 2019).

È noto come i sistemi di approvvigionamento idrico italiani a scopo civile siano caratterizzati da percentuali elevate di perdite: secondo l'Istat (2024) la percentuale di perdite su scala nazionale ammonta al 49%, in buona parte riconducibili alle infrastrutture di distribuzione. La percentuale delle perdite risulta ancora più rilevante, rispetto alla media nazionale, in numerose province dell'Italia Centrale e Meridionale, con punte fino al 60%.

Il problema della gestione degli usi civili appare fondamentale nella definizione del bilancio idrico, anche alla luce di alcuni recenti studi (EURISPES, 2023), secondo cui l'Italia è il primo paese Ue per quantità, in valore assoluto, di acqua dolce prelevata per uso potabile da

corpi idrici superficiali o sotterranei, e il secondo per prelievi pro-capite di acqua potabile (155 m³ per anno per abitante). Il consumo medio giornaliero di circa 220 litri pro-capite (a fronte di una media europea di 123 litri pro-capite) è ben rappresentativo della situazione nazionale, comunque caratterizzata da una forte variabilità regionale. Questo dato è, naturalmente, molto condizionato dalle caratteristiche strutturali e dalla vetustà delle reti infrastrutturali, solo in parte in grado di soddisfare le attuali necessità della popolazione. Il quadro è, peraltro, reso più complesso nel medio-lungo periodo dagli effetti dei cambiamenti climatici e, potenzialmente, dal possibile incremento di popolazione nei centri urbani e nelle aree turistiche.

Le strategie più rilevanti (ed efficaci) di gestione dei consumi idrici per usi civili

possono essere definite, almeno in linea di principio, come segue (Arfanuzzaman e Rahman, 2017; Global Water Partnership, 2012):

Riduzione delle perdite

miglioramento dello stato e delle performance dei sistemi infrastrutturali allo scopo di migliorarne l'efficienza.

Risparmio idrico

attuazione di azioni e politiche in grado di spingere gli utenti ad adottare tecnologie e pratiche innovative per ridurre i consumi idrici.

Politiche di tariffazione

implementazione di politiche che riflettano il valore reale dell'acqua nel suo costo, spingendo gli utenti verso comportamenti responsabili.

Politiche pubbliche di formazione ed informazione

attivazione di iniziative destinate alla popolazione per sensibilizzare a un uso consapevole delle risorse idriche.

Utilizzo di tecniche innovative per il riutilizzo

ridurre la domanda di risorse potabili attraverso il ricorso a tecniche per l'utilizzo (o riutilizzo) di altra risorsa per alcuni usi (ad es. per i servizi igienici o l'irrigazione urbana).

La siccità del 2022 nel bacino del fiume Po. Impatti sugli approvvigionamenti a uso civile

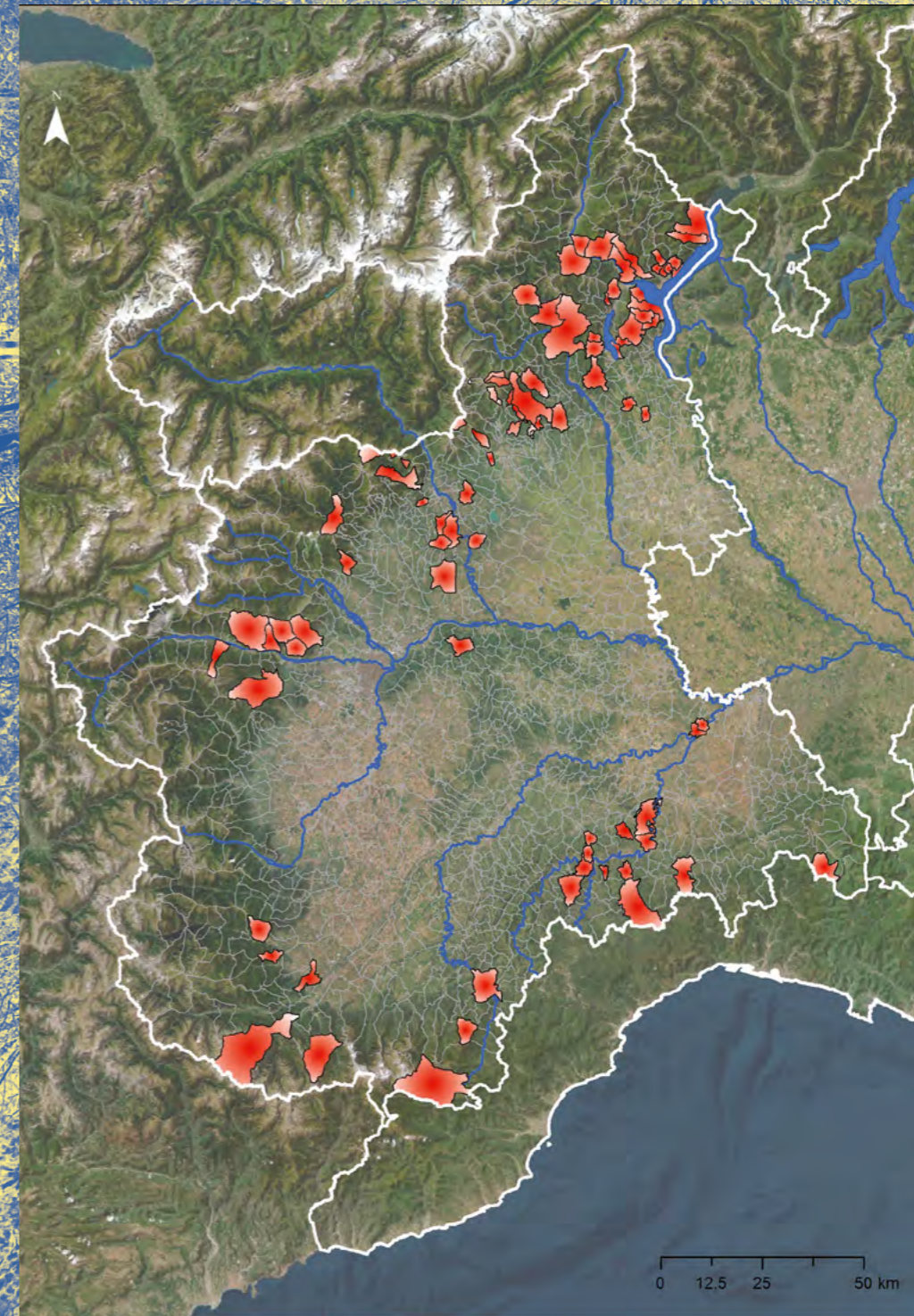
L'evento siccitoso del 2022-2023 nel bacino del Po, caratterizzato da un forte deficit di precipitazioni, sia liquide che solide, ha avuto forti impatti su tutti i settori d'uso, ivi incluso quello civile. La siccità meteorologica, iniziata nell'inverno 2021-2022 con un significativo deficit di precipitazioni nevose (si veda a tal proposito il box di approfondimento nel Capitolo 5 relativo alla criosfera), è poi evoluta in siccità irrigua (Capitolo 6) e siccità idrologica (Capitolo 7), determinando nella tarda primavera del 2022 e successivamente in estate condizioni di scarsità idrica in molte risorse utilizzate anche a scopo civile. Con delibera del Consiglio dei Ministri del 4 luglio 2022 viene dichiarato "lo stato di emergenza in relazione alla situazione di deficit idrico in atto nei territori delle Regioni e delle Province autonome ricadenti nei bacini distrettuali del Po e delle Alpi orientali, nonché per le peculiari condizioni ed esigenze rilevate nel territorio delle Regioni Emilia-Romagna, Friuli Venezia Giulia, Lombardia, Piemonte e Veneto". Successivamente, con Ordinanza del Capo dipartimento della protezione civile n.906 del 21 luglio 2022, il Capo del Dipartimento della protezione civile nomina i presidenti delle regioni interessate

"Commissari delegati per la realizzazione degli interventi urgenti finalizzati alla gestione della crisi idrica". Viene quindi definita dalle regioni una serie di interventi urgenti per far fronte alla crisi in atto. In Figura 11.5 sono mostrati, a titolo di esempio, i comuni nei quali si sono resi necessari interventi di "Distribuzione risorsa idrica con autobotti" da parte della regione Piemonte (Regione Piemonte, Ordinanza commissariale n. 1/A16.000/906 del 09.08.2022).

È evidente dalla mappa di Figura 11.5 come la crisi idrica del 2022 abbia interessato, relativamente al comparto civile, innanzitutto le aree pedemontane. La vulnerabilità dei relativi sistemi di approvvigionamento idrico a scopo civile è riconducibile a due fattori essenziali: 1) l'approvvigionamento idropotabile in comuni montani o pedemontani è basato quasi sempre su fonti locali (sorgenti o falde di piccole dimensioni), intrinsecamente sensibili a lunghi periodi siccitosi; 2) tali sistemi sono spesso basati su una singola fonte di approvvigionamento e mancano di interconnessioni con sistemi più resilienti in grado di soddisfare il fabbisogno nel caso di deficit idrico locale.

Figura 11.5

Comuni beneficiari di interventi di "Distribuzione risorsa idrica con autobotti" finanziati dalla regione Piemonte (Regione Piemonte, Ordinanza commissariale n. 1/A16.000/906 del 09.08.2022).



Con riferimento alle succitate strategie, il tema delle perdite idriche è sicuramente centrale. In tal contesto, è fondamentale distinguere tra perdite fisiche (o 'reali') e perdite amministrative (o 'apparenti'). Nella prima categoria rientrano quelle riconducibili alla non integrità degli elementi della rete idrica (condotte, giunti, derivazioni, etc.). Su di esse hanno influenza molteplici fattori, tra cui la vetustà delle condotte, l'effetto di sollecitazioni esterne, le condizioni idrauliche operative. Le perdite amministrative invece individuano i volumi idrici consumati e non contabilizzati, tra cui i volumi autorizzati ma non misurati (ad es. lavaggio strade, e innaffiamento di giardini), quelli necessari per il corretto funzionamento del sistema idrico, quelli soggetti a errori di misura e quelli prelevati illegalmente. Naturalmente solo una parte dei volumi che concorrono a definire le perdite può essere recuperata. In media le perdite reali rappresentano il 70% delle perdite globali, e sono quelle su cui possono essere concentrati maggiormente gli sforzi di riduzione (Portolano, 2009).

Le perdite rappresentano uno dei principali problemi per una gestione efficiente e sostenibile dei sistemi di approvvigionamento idrico e, benché molti gestori del

servizio idrico abbiano avviato iniziative per garantire una maggiore capacità di misurazione dei consumi, la quantità di acqua dispersa in rete continua a rappresentare un volume cospicuo, quantificabile in 157 l/giorno per abitante (Istat, 2024).

ARERA ha condotto nel 2022 un approfondimento sul tema, individuando come la media nazionale delle perdite idriche si attesti in media al 41.8% (17.9 m³/km/giorno, con un miglioramento del 12% rispetto all'anno base (2016), sebbene persistano forti differenze a livello geografico (il cosiddetto *water service divide*), per cui le situazioni di maggiore criticità si riscontrano nel Sud e nelle Isole.

Naturalmente è impensabile raggiungere l'annullamento delle perdite fisiche e amministrative, sia tecnicamente sia economicamente, in quanto l'investimento necessario produrrebbe – oltre una certa soglia – dei benefici marginali (Al-Washali et al., 2020). L'obiettivo principale per i gestori del servizio idrico integrato risiede piuttosto nella ricerca di un punto di equilibrio in grado di garantire la riduzione degli sprechi di risorsa, la limitazione delle irregolarità del servizio, la riduzione delle spese di intervento e manutenzione.



La stima delle perdite idriche (fisiche e amministrative) può essere effettuata attraverso differenti metodi. Una recente review (Al-Washali et al., 2020) ne ha discusso e sintetizzato i principali aspetti e limitazioni. In particolare:

Top-down water balance.

Si tratta di un metodo efficace e parsimonioso in termini di calcolo, basato sulla stima delle perdite apparenti, da cui deriva il calcolo delle perdite reali. Il calcolo è indipendente dalle pressioni in rete e ha come principale limitazione il focus sulle perdite reali (che vengono generalmente sovrastimate), con la stima di quelle apparenti sulla base di alcune ipotesi generiche.

Water and wastewater balance.

Si tratta anche in questo caso di un metodo efficace e parsimonioso in termini di calcolo, in cui la stima delle perdite apparenti viene effettuata dalle misurazioni dei volumi di acqua in arrivo agli impianti di trattamento, e dal successivo calcolo delle perdite reali.

MNF analysis (Minimum Night Flow).

Il metodo richiede alcune misurazioni (di portata e pressione) su distretti della rete, effettuate durante il periodo notturno in cui il consumo è minimo (gran parte degli utenti sono inattivi) e il flusso misurato è principalmente attribuibile alle perdite di rete. Si tratta di un metodo piuttosto efficace, ma che richiede un'intensa attività di campo per produrre una stima parziale (legata ad una parte di una rete e ad un periodo specifico dell'anno).

Component analysis of leakage.

Il metodo si basa sull'analisi di dati di campo e di informazioni relative al volume delle perdite stimate per piccole rotture. Permette di tenere conto della pressione, e di comprendere la natura della rottura simulando gli effetti di una possibile riduzione. Risulta applicabile solo per le *utility* impegnate regolarmente in attività di controllo e monitoraggio e porta in generale a una sottostima delle perdite.

L'impatto dei cambiamenti climatici (insieme ad altri fattori quali popolazione, sviluppo economico e cambiamento dei livelli di consumo) sulla domanda idrica a livello globale è noto (Scanlon et al., 2023; Taylor et al., 2013; UNESCO, 2021) e si manifesta con un incremento dei consumi dovuto all'aumento della temperatura (si veda, ad esempio, Benavides-Muñoz et al., 2024). Diversi studi hanno quindi utilizzato variabili meteorologiche per spiegare la variabilità della domanda idrica per usi civili, confermando una correlazione positiva (ad esempio: Stelzl e Fuchs-Hanusch, 2024; Timotewos et al., 2022). È importante, inoltre, tenere conto di ulteriori fattori esplicativi, come variabili demografiche e tipologie di utenti che possono avere un'influenza sulle variazioni nella domanda idrica. In sostanza, il cambiamento climatico può direttamente condizionare la domanda idrica, pur con ampie variazioni a seconda dell'area geografica e delle specifiche condizioni climatiche, oltre che di molteplici condizioni socio-economiche (Stelzl e Fuchs-Hanusch, 2024; Wang et al. 2014).

Uno studio recentemente condotto a Napoli (Fiorillo et al. 2021) ha mostrato come, considerando gli scenari meteorologici per il periodo 2040-2100, la domanda idrica giornaliera potrebbe aumentare (principalmente a causa dell'aumento della temperatura dell'aria) in media nell'ordine del 9-10% con riferimento al periodo di picco. Tale incremento dipende naturalmente anche da altri fattori, soprattutto socio-economici, raggiungendo il 13-15% per soggetti occupati e con un titolo di studio elevato. Questo tema, piuttosto interessante, è ampiamente dibattuto in letteratura. In generale si ha evidenza che a utenze con reddito minore corrisponda

(prevalentemente per ragioni economiche) un minore consumo idrico, e che a utenze con redditi maggiori possa corrispondere un duplice effetto: per un verso una tendenza al risparmio idrico (prevalentemente in virtù di un più alto livello di istruzione), per altro verso una domanda maggiore in virtù dei più alti standard abitativi (Costa et al., 2024).

Ashoori et al. (2016) hanno utilizzato modelli di regressione lineare multipla per studiare l'influenza di vari fattori come il clima, gli aspetti demografici e il costo dell'acqua, sulla domanda idrica nella città di Los Angeles. Sebbene costo e dinamiche demografiche abbiano un'influenza preponderante, temperatura e precipitazioni si sono rivelate molto significative. Per la città di Toronto è stato riscontrato che, quando la temperatura aumenta di 1 °C, la domanda idrica di punta in estate può aumentare dell'1.8% mentre la domanda media del 2%.

Vonk et al. (2019) hanno utilizzato modelli per la stima della domanda idrica a scopo civile al 2050 sulla base di parametri meteorologici, considerando vari scenari di cambiamento climatico e l'impatto delle fluttuazioni di domanda a scopo turistico. Nello studio è stato individuato un incremento del 6.5% al picco e dello 0.8% in media.

Il tema della molteplicità di scenari operativi in cui garantire l'approvvigionamento idrico per usi civili richiede, oltre che una attenta analisi della domanda, anche la caratterizzazione delle performance delle infrastrutture che garantiscono il servizio. Il concetto di analisi delle performance delle reti idriche, spesso declinato in termini di resilienza (intesa come capacità

di assorbire stress, quali ad esempio la riduzione della disponibilità in condizioni di siccità, e di garantire il mantenimento dei livelli di servizio anche in condizioni critiche) è ampiamente discusso nella letteratura scientifica recente (ad esempio, Leštáková et al., 2024). Anche ARERA (2023) ha recentemente discusso il tema degli impatti del cambiamento climatico sul servizio idrico, proponendo un indicatore di "resilienza idrica" (si veda a tal proposito anche il paragrafo 2.6.1) volto a monitorare l'efficacia attesa del complesso sistema degli approvvigionamenti a fronte delle previsioni in ordine al soddisfacimento della domanda idrica nel territorio gestito (includendo anche gli usi diversi dal civile). In generale gli approcci vengono distinti in relazione al tipo di analisi che richiedono. Una classificazione piuttosto consolidata distingue approcci *performance-based* da approcci *property-based* (ad esempio, Cassottana et al.,

2021; Pagano et al., 2019). La prima classe prevede l'analisi delle performance del sistema e la caratterizzazione dei livelli di servizio in molteplici condizioni operative, ad esempio rapportando domanda idrica e fornitura, attraverso l'impiego di modelli idraulici. La seconda classe di metodi si basa sull'utilizzo di misure proprie della teoria dei grafi, secondo cui una rete idrica può essere schematizzata come un grafo e analizzata attraverso la caratterizzazione di alcune proprietà (ad esempio, centralità di nodi o archi, ridondanza, etc.). In aggiunta, ci sono anche metodi esperti, basati sull'attribuzione di un ranking semi-quantitativo ad alcune proprietà del sistema, che ne possono caratterizzare le performance. In sostanza la scelta del metodo più idoneo dipende dalla specifica applicazione e, in particolare, dalla disponibilità e livello di dettaglio disponibile o richiesto, oltre che dalla tipologia di informazione in output.



In un contesto di crescente impatto dei cambiamenti climatici sullo stato delle risorse idriche, una misura di fondamentale importanza risiede nel miglioramento delle performance e delle modalità di gestione delle reti. In particolare, l'età e lo stato delle reti concorrono in modo significativo ad assicurare l'efficienza del servizio idrico e a garantire la disponibilità di volumi adeguati alla gestione di periodi di crisi, insieme a una serie di caratteristiche del sistema (quali il livello di interconnessione e la diversificazione delle fonti di approvvigionamento). In questa direzione, il miglioramento della resilienza di un sistema di approvvigionamento idrico potabile può passare attraverso una molteplicità di misure, che possono essere distinte sommariamente in misure strutturali e non strutturali (Pagano et al. 2021). Le prime sono direttamente connesse alle attività di riparazione e sostituzione di elementi del sistema infrastrutturale, per ridurre direttamente l'impatto di rotture (e delle conseguenti perdite); le seconde, includono pratiche gestionali (ad esem-

pio: riduzione del regime delle pressioni), che concorrono alla riduzione delle perdite e al mantenimento di un adeguato livello di servizio.

Come anticipato, la ricerca perdite ha quindi un ruolo centrale nel garantire l'efficienza delle reti. Tipicamente avviene attraverso una molteplicità di tecniche, che possono essere classificate come dirette (o *hardware-based*) e indirette (*software-based*) (Wan et al., 2022). Le tecniche dirette possono essere ulteriormente divise in considerazione del metodo utilizzato (acustico o non acustico). Normalmente sono tecniche con efficacia molto alta, ma piuttosto costose e *time-consuming*. La qualità dei risultati dipende, peraltro, dalla tipologia di condotta o di rete, dal tipo di suolo e dalle condizioni locali.

Le tecniche indirette deducono alcune informazioni sulle perdite a partire da alcuni parametri idraulici quali pressione e portata o da alcune misure di fenomeni (ad esempio, rumore) che possono essere ricondotti all'occorrenza di perdite.



Sono disponibili in letteratura varie *review*, anche recenti, che forniscono una visione più dettagliata delle principali caratteristiche dei sistemi di rilevazione perdite (Bakhtawar e Zayed 2023; Hu et al., 2021; Rousso et al., 2023).

Diversamente dalle tecniche dirette, che sono utili per localizzare in modo piuttosto preciso i fenomeni di perdita, le tecniche indirette aiutano a circoscrivere distretti particolarmente critici o rilevanti. Tra queste possiamo menzionare:

Analisi in campo

mediante tecnologie che consentono un controllo dello stato delle tubazioni. Tipicamente vengono utilizzati i geofoni, sensori acustici che permettono di individuare la presenza e il posizionamento approssimativo delle rotture sulla rete. Pur trattandosi di una tecnologia consolidata e piuttosto affidabile, è difficilmente applicabile su reti molto estese e in zone limitatamente accessibili. Altre tecniche sono basate sull'utilizzo di sensori ad ultrasuoni, la cui misurazione dà una idea piuttosto precisa della localizzazione delle perdite e sull'impiego di Ground Penetrating Radar (GPR) che supportano la localizzazione perdite attraverso la misura di irregolarità nel segnale riflesso. Tra le misure 'invasive', si può prevedere l'utilizzo di videospezione per l'analisi e visualizzazione delle condizioni interne delle tubazioni.

Tecniche basate su Cosmic-Rays Neutron Sensing (CRNS)

ovvero sulla misurazione dei neutroni sopra-suolo attraverso sonde installate su veicoli. I valori acquisiti vengono aggregati per celle, e ad esse viene attribuita una probabilità di occorrenza di perdite idriche. Normalmente questa tecnica consente uno *screening* piuttosto rapido e una pre-localizzazione delle perdite, cui normalmente fa seguito una verifica in campo.

Tecniche basate sull'utilizzo di immagini satellitari

che consentono ad esempio di creare mappe di umidità associate alle reti idriche, individuando zone in cui verosimilmente indirizzare interventi specifici di controllo a terra. In alternativa, vengono osservate delle variazioni nella riflessione al suolo dei segnali da satellite, sintomo di possibili cedimenti del terreno indotti dalle perdite idriche nel sottosuolo. Ci sono applicazioni recenti, in cui si prevede anche l'impiego di droni per la misura e analisi di anomalie nella temperatura al suolo, che possono indicare la presenza di perdite.

Da un punto di vista strettamente 'informativo', un problema trasversale per i gestori del servizio idrico integrato è spesso legato alla limitata conoscenza dello stato delle reti, che si aggiunge all'incertezza legata alle dinamiche di disponibilità idrica e domanda. Sebbene le prestazioni complessive di una rete idrica e i livelli di servizio siano sostanzialmente noti, è in generale lacunosa la conoscenza dettagliata delle stesse: non è infrequente rilevare una scarsa base informativa o un'elevata incertezza dovuta, ad esempio, alla parziale digitalizzazione dei dati, alla vetustà di alcune opere, alla successione nel tempo di molteplici interventi strutturali e all'indisponibilità delle relative informazioni (tenendo altresì presente che la maggior parte delle opere idriche di approvvigionamento e distribuzione è interrata). Anche la conoscenza sulle dinamiche della domanda idrica è fortemente incerta e frammentata, anche in considerazione della parziale capacità di monitoraggio delle reti, con una significativa componente di incertezza legata all'impatto che possono avere vari fenomeni quali le dinamiche socio-economiche, le evoluzioni demografiche e urbane, i comportamenti individuali (anche in risposta al cambiamento climatico). Appare quindi utile da un lato lavorare sulla migliore conoscenza delle reti e del relativo comportamento, anche attraverso un monitoraggio più capillare delle stesse, dall'altro verso sviluppare modelli in grado di descrivere in modo efficace le dinamiche della domanda (e quindi del bilancio

idrico) anche attraverso il ricorso ad analisi di scenario di previsione.

In tal senso è anche opportuno considerare che, nonostante la progressiva riduzione del livello di frammentazione tra enti gestori a seguito della riforma che ha avviato il servizio idrico integrato, si riscontra al 2020 la presenza di 2391 gestori dei servizi idrici a scopo civile (Istat, 2024). Questo si riflette in una significativa complessità gestionale e operativa, soprattutto per la prevalenza dei gestori in economia (ovvero 1997 Enti Locali) rispetto a quelli specializzati (394) e, più in generale, in una forte eterogeneità. Alcune attività svolte dall'Istituto di ricerca sulle acque (IRSA) del CNR (ad esempio nell'ambito del progetto MUHA, <https://muha.adrioninterreg.eu/>, e di accordi di collaborazione con il Dipartimento nazionale della protezione civile) hanno provato a caratterizzare tale frammentazione e, conseguentemente, anche a ridurla, attraverso la stesura di documenti contenenti linee guida o buone pratiche operative, in particolare a supporto della gestione dei sistemi potabili in caso di crisi idriche. È necessario lavorare a supporto della condivisione di informazioni e di conoscenza, facilitando anche attività di formazione e di *mutual learning* che coinvolgano gli operatori del settore.

Da un punto di vista conoscitivo, appare necessario sviluppare o implementare modelli a supporto della migliore conoscenza del comportamento delle reti, in

grado di dare informazioni sulla risposta delle stesse a molteplici eventi e condizioni di stress (incluse variazioni della disponibilità e della domanda, impatti di eventi naturali e antropici, condizioni di crisi idrica) e sulle possibili misure gestionali e operative da implementare. In questa direzione, è necessario lavorare allo sviluppo di modelli idraulici in grado di descrivere in quasi *real-time* il comportamento delle reti, anche beneficiando di informazioni derivanti da sensori, e di dispositivi (ad esempio *smart valve*) in grado di controllare la rete rispettando regole di comportamento adattive. In aggiunta, un significativo sforzo di ricerca è orientato allo sviluppo di modelli speditivi e parsimoniosi da un punto di vista computazionale (ad esempio basati su indicatori topologici), orientati a caratterizzare le performance di reti complesse con il ricorso a una base di dati piuttosto limitata.

I riferimenti alla letteratura scientifica contenuti nella presente sezione, suggeriscono anche come siano necessari modelli di previsione della domanda idrica per previsioni a lungo termine che considerino sia le variazioni dovute al cambiamento climatico sia gli sviluppi socio-demografici. I risultati di questi modelli possono costituire una preziosa base informativa a supporto dei decisori coinvolti nella definizione di strategie per la conservazione delle risorse idriche (Mosleh e Negahban-Azar, 2021). Infatti, i cambiamenti nella domanda idrica possono influenzare anche significativamente

la capacità e il funzionamento dei sistemi di approvvigionamento e, nello specifico, l'aumento della domanda può esacerbare le condizioni di carenza idrica soprattutto in aree già esposte a situazioni di scarsità. Si pone dunque il problema di valutare su orizzonti temporali pluri-decadali gli andamenti demografici e le variazioni sui fabbisogni civili a essi connessi.

Per finire, occorre menzionare tra le domande di ricerca più impellenti, la necessità di un miglioramento e potenziamento delle tecniche per il monitoraggio in tempo reale del funzionamento delle reti idriche a supporto, ad esempio, della ricerca perdite. L'installazione di sensoristica (tra cui, sistemi di monitoraggio della pressione e della portata) in rete può, in un contesto in cui la gestione dei *big data* sta rapidamente evolvendo, permettere una gestione efficiente ed efficace dei sistemi idrici quasi in tempo reale (Palermo et al., 2022, Wan et al., 2022). Lo sviluppo di strumenti analitici opportuni può permettere di avere informazioni a supporto delle decisioni legate alla gestione delle reti e alla selezione di programmi di intervento (ad esempio ricerca perdite), anche attraverso la creazione di *digital-twin* delle infrastrutture. In sostanza, attraverso una rappresentazione digitale di sistemi infrastrutturali, che preveda l'integrazione di dati statici e dinamici, e di modelli di calcolo, è possibile caratterizzarne il comportamento e supportare i processi gestionali e decisionali.

L'acqua è un fattore tra i più cruciali della produzione agricola. In agricoltura la risorsa idrica è essenzialmente destinata alle pratiche irrigue e alla zootecnia. Queste due destinazioni produttive fanno del settore primario il più grande utilizzatore di acqua, rispettivamente per usi civili e industriali della risorsa. È in particolare l'irrigazione a determinare in agricoltura una massiccia richiesta di risorse idriche. Questo avviene tanto più in coincidenza con le aree dove la scarsità d'acqua così detta fisica (de Marsily e Abarca-del-Rio, 2016), ovvero dove la sua mancanza per una concomitanza di fattori climatici, idrologici e idrogeologici, non permette di soddisfare il fabbisogno idrico delle colture. Di fatto, la produzione di alcune colture è possibile, in talune aree che beneficino di condizioni pedoclimatiche favorevoli, senza il ricorso alle pratiche irrigue. A livello europeo, tuttavia, l'Italia si colloca tra i paesi europei che maggiormente fanno ricorso all'irrigazione per sostenere la produttività di diverse colture erbacee così come di coltivazioni arboree (Istat, 2019).

Gli effetti del cambiamento climatico e degli eventi meteorologici estremi possono avere un impatto grave sulla qualità ambientale, sullo sviluppo economico e sul benessere sociale (Dogru et al., 2019; Malhi et al., 2020; Schilling et al., 2020). Ciò è particolarmente vero nelle

regioni aride e semi-aride che sono sottoposte all'aumento delle temperature, alla variazione dei regimi pluviometrici, alla diminuzione dell'umidità del suolo e alla riduzione di nevai e ghiacciai. In ambiente mediterraneo, in particolare, si prevede un progressivo intensificarsi di questi cambiamenti, con importanti implicazioni per il futuro ciclo idrologico e per le stesse attività agricole (Cook et al., 2014; Polade et al., 2017; Seager et al., 2019). In particolare, si temono effetti importanti in termini di riduzione delle stagioni vegetative e di aumento dello stress termico e idrico a carico delle colture; le mutate condizioni ecofisiologiche, a loro volta, potrebbero esasperare gli effetti nocivi sulle colture, aumentandone il fabbisogno idrico e inducendo una riduzione delle rese produttive (Meza et al., 2012; Saadi et al., 2015).

I dati statistici della FAO a livello globale (AQUASTAT - FAO's Global Information System on Water and Agriculture, <https://www.fao.org/aquastat/en/>) indicano nell'agricoltura il settore di gran lunga più idrovoro, con valori intorno al 70% dei prelievi complessivi, che tengono conto del settore industriale, di quello civile e delle perdite evaporative dai bacini di raccolta e dall'idrografia di trasferimento della risorsa. Di fatto, degli oltre 4250 km³/anno di prelievi idrici complessivi (dati 2010), l'agricoltura ha un fabbisogno di poco inferiore ai 3000 km³/anno.

Nell'Unione europea risaltano gli Stati membri mediterranei per la loro propensione all'agricoltura irrigua e per l'importanza dei prelievi che ne conseguono. Tra questi, l'Italia si pone ai primi posti per consumi idrici irrigui, come già richiamato. Un indice utile a valutare la dipendenza di un paese dall'irrigazione è la cosiddetta "propensione all'irrigazione", il rapporto tra superficie irrigata e Superficie Agricola Utilizzata (SAU). La propensione all'irrigazione tra i diversi stati dell'Unione europea, ancorché inesistente nei paesi più umidi e piovosi, raggiunge e supera il 20% della SAU nei paesi interessati dal clima mediterraneo (dati riferiti all'anno 2016; Istat, 2019). In particolare, Malta (31.4%), Grecia (23.6%), Cipro (21.0%) e Italia (20.2%) sono i paesi che presentano i valori più alti: qui, infatti, più del 20% della SAU viene sottoposta a irrigazione. Importante propensione anche in Spagna, Portogallo, Paesi Bassi e Danimarca, con una percentuale di SAU interessata dalla pratica irrigua compresa tra il 9 e il 13% circa. La pratica irrigua è invece del tutto marginale, con percentuali inferiori all'1%, o inesistente in Lussemburgo, Slovenia, Repubblica Ceca, Regno Unito, Irlanda, Estonia, Lituania, Lettonia.

Il monitoraggio degli usi irrigui in Italia

Dati Istat (2019) riferiscono per l'annata agraria 2015-2016 una superficie irrigabile delle aziende agricole italiane, ovvero la superficie attrezzata per l'irrigazione pari a 4 123 000 ha, distribuiti su circa 572 000 aziende, con un 4.2% di incremento delle superfici potenzialmente irrigue rispetto al 1982. A fronte di questi dati è, tuttavia, la superficie irrigata a rendere conto della quantità effettiva di terreni irrigati. Quest'ultima stima è soggetta a variazioni spazio-temporali importanti, in dipendenza delle condizioni meteorologiche e del-

le scelte colturali annuali. Sempre nell'annata agraria 2015-2016 l'irrigazione è stata effettuata dal 42.9% delle aziende agricole. Agli effetti, sono risultate attive nell'esercizio irriguo 491 000 aziende con una superficie interessata di 2 553 000 ha. La comparazione coi dati Istat 1982 mostra al 2016 un aumento solo lieve (1.7%) delle superfici effettivamente irrigate. Un importante indicatore statistico che esprime la saturazione delle potenzialità irrigue di un assetto rurale è rappresentato dal rapporto percentuale tra la superficie effettivamente irrigata e quella irrigabile. In Italia, al 2016, tale rapporto è risultato del 61.9% a fronte di un valore della propensione all'irrigazione, descritta dal rapporto tra superficie irrigata e totale della SAU, del 20.2%.

Un'analisi a livello regionale evidenzia che nella sola Lombardia si concentra il 20.0% della superficie irrigata nazionale; a seguire il Piemonte e il Veneto, con rispettivamente il 14.0 e il 12.9% della superficie irrigata nazionale. La propensione regionale all'irrigazione risulta più elevata in Lombardia, con il 53.3% della SAU irrigata; seguono il Veneto con il 42.2% e il Piemonte con il 37.2%. Nelle Marche, in virtù del prevalere di ambiti collinari e montani su quelli di pianura, si registra l'estremo opposto, ovvero la minore propensione all'irrigazione con solo il 3.4% della SAU irrigata.

Sempre i dati Istat più recenti (annata agraria 2015-2016; Istat, 2019) riportano che la coltura che occupa la maggiore proporzione di superficie irrigata in Italia è il mais da granella (18.6%), seguita da erbai e foraggere in avvicendamento (17.3%), fruttiferi e agrumi (12.0%), ortive da pieno campo (9.6%), altri seminativi (9.4%), riso (9.2%), vite (8.9%), cereali da granella altri che mais e riso (5.3%), olivo (4.8%). Chiudono la classifica i prati permanenti e i pascoli (4.1%), l'arboricoltura da legno e

le colture industriali, queste ultime due al di sotto del punto percentuale.

Ai fini statistici per gli usi irrigui occorre sottolineare l'importanza del sistema di monitoraggio SIGRIAN (Sistema Informativo Nazionale per la Gestione delle Risorse Idriche in Agricoltura). Questo nasce già nel 1998 come GEO-database, con lo scopo di realizzare un quadro conoscitivo approfondito, condiviso e completo del sistema irriguo nazionale, basilare per il monitoraggio dei volumi prelevati per usi irrigui.

Il SIGRIAN è, testualmente, la banca dati realizzata e gestita dal CREA-PB (Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria - Centro di Politiche e Bioeconomia, ex INEA), e costituisce il riferimento per il monitoraggio dei volumi irrigui a disposizione di tutte le amministrazioni ed enti competenti in materia di acqua per l'agricoltura, in forza del DM MASAF 31/07/2015. Il SIGRIAN è redatto in risposta agli adempimenti previsti dall'accordo di partenariato per la condizionalità ex ante per le risorse idriche nell'ambito della politica di coesione. Rappresenta il sistema a cui gli Enti preposti, coordinati dalle Regioni e Pubbliche amministrazioni, hanno l'obbligo di trasmettere, con defini-

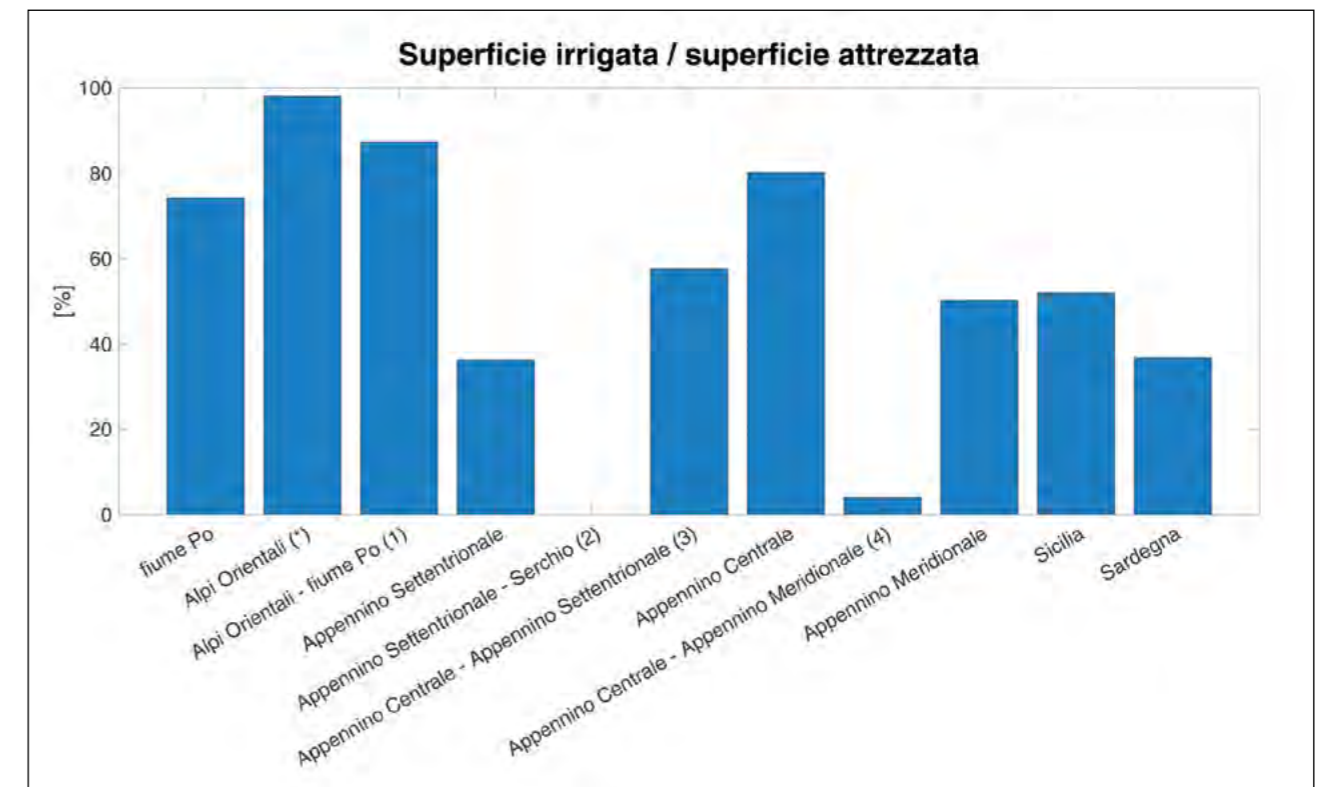
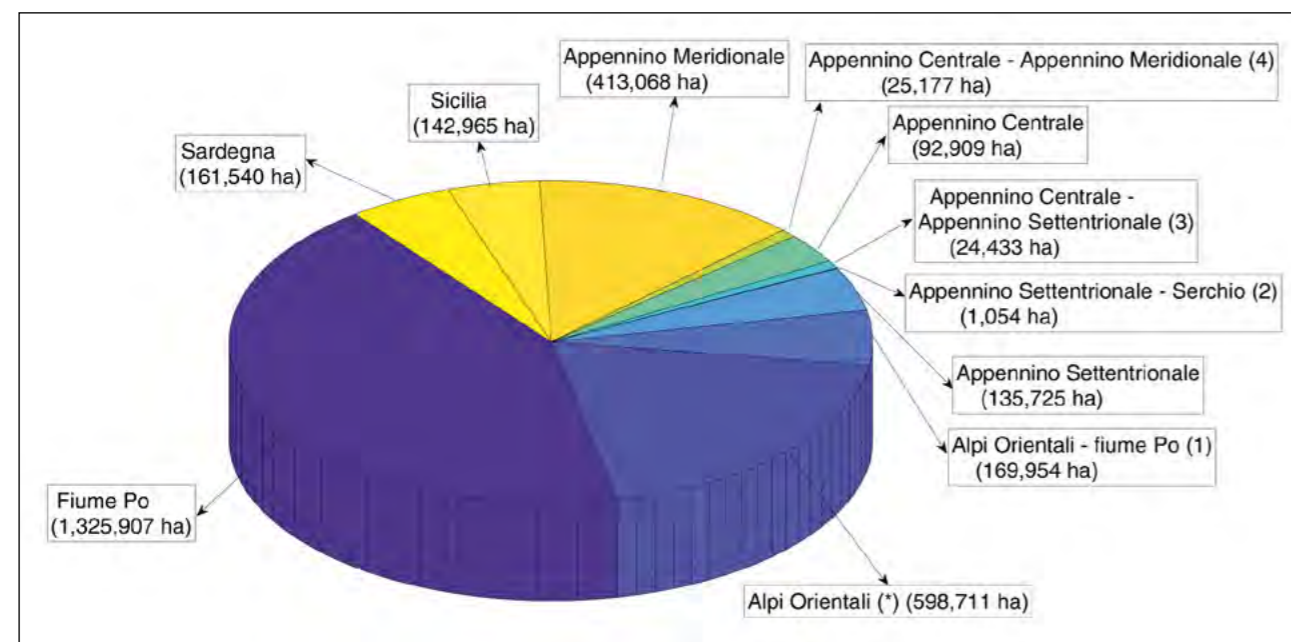
te cadenze temporali, i valori dei volumi irrigui prelevati a scopo prettamente irriguo e/o a uso plurimo.

Ovviamente il sistema non è esente da criticità nella comunicazione dei dati da parte degli enti irrigui e nella diffusione dei risultati. Inoltre, per quanto concerne i prelievi in auto-provvigionamento (cioè i pozzi aziendali e le derivazioni private), le comunicazioni dei dati sarebbero in capo alle Regioni che dovrebbero contabilizzare o stimare tali volumi. Il SIGRIAN, concepito come sistema di supporto alle decisioni e per la pianificazione degli interventi, è consultabile e aggiornabile on-line per tutti gli utenti appartenenti alle classi di decisori e pianificatori che operano nel settore irriguo italiano, come: ministeri (MASAF, MASE, MIMIT), amministrazioni regionali, enti di gestione delle risorse idriche a fini irrigui (Consorti di bonifica e irrigazione, Consorzi di miglioramento fondiario, etc.), l'Associazione nazionale di bonifica e irrigazione (ANBI), Autorità di distretto idrografico.

Nelle Figure 11.6 e 11.7 sono riportati i dati relativi alle superfici attrezzate per l'irrigazione nei diversi Distretti idrografici nazionali, elaborati da INEA (INEA, 2011).

Figura 11.6

Superficie (ha) attrezzata per l'irrigazione nei diversi Distretti idrografici nazionali (INEA, 2011; elaborazioni INEA su dati SIGRIAN 2010). Note: *) Esclusa la P.A. di Bolzano; (1) Alpi orientali - Padano: Veronese, Fossa di Pozzolo, Delta Po Adige, Terlagio, Ronzo-Chienis; (2) Appennino Settentrionale - Serchio: Bientina, Versilia Massaciuccoli; (3) Appennino Centrale - Appennino Settentrionale: Valtiberina Toscana, Alta Umbria, Val di Chiana Romana e Val di Paglia, Val di Paglia Superiore, Maremma Etrusca; (4) Appennino Centrale - Appennino Meridionale: Sud, Ovest.



Al sistema SIGRIAN si affianca la banca dati DANIA (Database Nazionale degli investimenti per l'Irrigazione e l'Ambiente) sviluppata nell'ambito dell'Accordo di cooperazione tra MASAF e CREA per l'attuazione del Piano operativo agricoltura (ACOPOA, Sottopiano 2 - Interventi nel campo delle infrastrutture irrigue, bonifica idraulica, difesa dalle esondazioni, bacini di accumulo e programmi collegati di assistenza tecnica e consulenza). DANIA è uno strumento di supporto e monitoraggio alla programmazione e attuazione di interventi finalizzati alla riduzione dei rischi in agricoltura (scarsità idrica e fenomeni di dissesto idrogeomorfologico) che cataloga gli interventi attuati dagli enti irrigui, programmati e finanziati, aventi finalità prettamente irrigua (comprendendo anche invasi con funzione multi-obiettivo) oppure a carattere ambientale di difesa del territorio e del potenziale produttivo agricolo da fenomeni di dissesto. La catalogazione riguarda interventi realizzati.

Tecniche di acquisizione dati da remoto finalizzate allo sviluppo di servizi e modelli per la previsione e la pianificazione delle necessità irrigue su diverse scale spaziali.

Conoscere la distribuzione e l'estensione delle aree irrigate, nonché la quantità di acqua utilizzata per l'irrigazione, è fondamentale per stimare il fabbisogno idrico per l'irrigazione e per quantificare l'impatto dell'irrigazione sul clima, sulla portata dei fiumi e sullo sfruttamento delle falde acquifere. Sebbene l'irrigazione sia l'intervento umano diretto più impattante sul ciclo idrologico, è ancora difficile ottenere informazioni globali di alta qualità sull'irrigazione, soprattutto in termini di quantificazione dell'acqua effettivamente utilizzata a scopo irriguo.

Le informazioni disponibili si basano per lo più su indagini statistiche o semplicemente identificano le aree attrezzate per l'irrigazione (Salmon et al., 2015). Nell'ultimo decennio però, l'aumentato interesse nell'uso del telerilevamento per ottenere informazioni sull'estensione, la frequenza

Figura 11.7

Rapporto tra superficie effettivamente irrigata e superficie attrezzata nei diversi Distretti idrografici nazionali (INEA, 2011; elaborazioni INEA su dati SIGRIAN 2010). Note: *) Esclusa la Pa di Bolzano; (1) Alpi orientali - Padano: Veronese, Fossa di Pozzolo, Delta Po Adige, Terlagio, Ronzo-Chienis; (2) Appennino Settentrionale - Serchio: Bientina, Versilia Massaciuccoli; (3) Appennino Centrale - Appennino Settentrionale: Valtiberina Toscana, Alta Umbria, Val di Chiana Romana e Val di Paglia, Val di Paglia Superiore, Maremma Etrusca; (4) Appennino Centrale - Appennino Meridionale: Sud, Ovest.

e la quantità dell'irrigazione, ha portato a una proliferazione di studi che utilizzano nuove piattaforme satellitari in grado di misurare variabili di superficie come l'umidità del suolo, la copertura del suolo o l'attività della vegetazione, a livello globale, con risoluzioni spaziali e temporali sempre più elevate (Brocca et al., 2018). Una recente ed esaustiva review su studi finalizzati a mappare e/o quantificare l'irrigazione ha evidenziato come le principali tecniche da remoto utilizzino sensori nel visibile e nel vicino infrarosso (VIS/NIR), le microonde (MW), i Land Surface Model (LSM), e gli Energy Balance Model (EBM) o una loro combinazione (Massari et al., 2021).

Le osservazioni nel visibile e nel vicino infrarosso consentono di rilevare cambiamenti nello stato di salute e nel contenuto di acqua della vegetazione attraverso l'uso dei più comuni indici di vegetazione, per stimare la temperatura della superficie terrestre e l'evapotraspirazione, tutte informazioni che consentono di mappare e monitorare l'irrigazione. Sensori ottici a diverse risoluzioni spaziali, dalle immagini MODIS (250 m), alle Landsat (30 m), fino alle più recenti immagini Sentinel-2, con una più elevata risoluzione spaziale (10 m) e temporale sono stati utilizzati per riconoscere e mappare le superficie irrigate.

Anche le tecniche basate sulle microonde e la loro combinazione con dati e modelli ottici hanno fornito nuovi metodi per mappare le aree irrigate (Massari et al., 2021).

Inoltre, alcune tecniche basate sul visibile, vicino infrarosso e microonde hanno dimostrato una certa capacità di quantificare i volumi di irrigazione, se pur con delle limitazioni. Ad esempio, possono teoricamente fornire solo il consumo idrico (cioè la quantità di acqua che viene traspirata dalla coltura ed evaporata dal suolo), e non la quantità di acqua infiltrata, o le osservazioni basate sulle microonde che sono sensibili alla vegetazione, non-

ché al tempo di rivisitazione del satellite. La frequenza temporale, infatti, è un fattore cruciale per riprodurre la dinamica spatio-temporale dell'irrigazione. Infatti, la frequenza irrigua dipende da molti fattori (ad esempio, condizioni climatiche, tipologia di coltura, disponibilità di acqua) e i dati a bassa frequenza spesso non sono in grado di rilevare eventi irrigui che si verificano a una distanza temporale non trascurabile dall'acquisizione.

Digital Twin a supporto della gestione delle risorse idriche in agricoltura

In relazione allo stato attuale dei consumi irrigui e alle modifiche del quadro generale indotte dal cambiamento climatico, il dibattito sull'allocazione delle risorse idriche, convenzionali e non, disponibili per i diversi usi civili e produttivi e per garantire la salvaguardia e la conservazione degli habitat naturali, tende a trasformarsi in aspro conflitto tra i diversi portatori di interesse. Gestire in modo costruttivo e partecipativo questo conflitto, richiede una condivisione delle informazioni tra tutti i portatori di interesse basata sulla conoscenza di elementi di valutazione oggettivi come, ad esempio, l'efficace rappresentazione degli scenari ambientali e climatici futuri, la quantificazione della domanda e della disponibilità idrica attuale e stime sulla loro possibile evoluzione nel tempo, la descrizione di interventi attuabili sul territorio, miranti alla riduzione dei consumi e all'incremento delle disponibilità. Naturalmente, una previsione realistica della domanda idrica per l'agricoltura è fondamentale, in questo quadro, essendo, spesso, gli usi irrigui i più idro-esigenti. In questo ambito si pone il progetto WADIT (Water Digital Twin) recentemente avviato con la partecipazione del CNR (Istituto di ricerca sulle acque - IRSA e Istituto per il rilevamento elettromagnetico dell'ambiente - IREA) tramite il quale si vuole sviluppare un'applicazione per effet-

tuare il bilancio idrico a livello di bacino/distretto, attraverso la creazione del gemello digitale (*digital twin*) dell'asset fisico (uso del suolo, contenuto di umidità nei suoli, frequenza e data di irrigazione delle colture e delle tecniche di irrigazione, etc.) per la gestione delle acque a livello di bacino. Il focus è incentrato principalmente sull'analisi del fabbisogno idrico collegato all'utilizzo dell'acqua in agricoltura per arrivare alla stima attendibile dei reali consumi idrici in campo, ossia al netto sia dell'efficienza di trasporto, distribuzione e utilizzo effettivo dell'acqua da parte delle colture, che della cosiddetta pratica della *deficit irrigation*. Il sistema risultante dalla ingegnerizzazione dei modelli messi a punto e integrati, sarà in grado di fornire, a livello di distretto/bacino, la stima del fabbisogno/consumo irriguo, aggiornato periodicamente sulla base dei dati acquisiti e elaborati in *near real time* sull'area di interesse. Il sistema sarà basato su una piattaforma ICT che grazie alle tecnologie di Intelligenza Artificiale, sarà in grado di apprendere ed elaborare big data, quali immagini telerilevate per la classificazione delle colture e per identificare le principali caratteristiche degli interventi di irrigazione, dati rilevati da stazioni agro-meteorologiche, dati core dei servizi Copernicus, dati commerciali, dati censuari.

Gli indici bioclimatici come strumento di monitoraggio

In scenari di cambiamento climatico conclamato, comprendere il clima di una regione diventa essenziale per sviluppare sistemi agricoli efficienti, programmi di ricerca per il miglioramento delle colture e per stabilire principi volti a migliorare la gestione delle risorse.

In questo quadro, è necessario procedere a una mappatura "agro-climatica", ossia alla suddivisione del territorio in zone caratterizzate da una significativa omogeneità meteo-climatica compati-

le con una ottimale crescita e resa di varietà colturali idonee (Falasca et al., 2017; Moeletsi e Walker, 2013; Ouda e Norledin, 2017). In genere, la zonazione agro-climatica utilizza diversi schemi di classificazione meteo-climatica spaziando da attribuzioni di classe di carattere qualitativo ad altre più schiettamente quantitative basate su parametri geografici, morfologici, climatici o combinazioni di questi ultimi (Adefisan e Abatan, 2015; Akinseye et al., 2016; Aparecido et al., 2018; Araya et al., 2010; Bois et al., 2018; Holdridge, 1947; Kottek et al., 2006; Ngetich et al., 2014; Pandolfo et al., 2017; Thornthwaite, 1948).

La definizione di zone agro-climatiche può basarsi anche sull'uso di alcuni semplici indici di aridità e siccità come, ad esempio, per l'indice di de Martonne (de Martonne, 1926; Charalampopoulos et al., 2023) e lo Standardized Precipitation Index (Mckee et al., 1993).

Tuttavia, il problema principale degli approcci sopra menzionati è che, considerano solo semplici parametri climatici, prevalentemente temperatura e precipitazioni, trascurando i fabbisogni idrici specifici delle colture irrigate, i principali metodi irrigui utilizzati e le modalità di distribuzione di acqua da parte dei gestori dei comprensori irrigui, li rendono più adatti a caratterizzare aree di pascolo o di *rain-fed agriculture*. In aggiunta, questi approcci spesso non considerano elementi esogeni, come l'umidità, la velocità del vento, la radiazione solare netta e l'evaporazione dell'acqua dal suolo, che, tuttavia, influenzano grandemente sui processi fisiologici che coinvolgono la captazione e la traslocazione di acqua nelle piante. Processi quali gli scambi gassosi fogliari determinano attraverso complesse interazioni pianta - ambiente quelli che sono i flussi traspirativi e fotosintetici. Sia le interazioni che le conseguenti regolazioni fisiologiche sono, alla fine, gli elementi essenziali per valutare il fabbisogno idrico delle colture soprattutto in zone aride e semiaride.

In questo contesto, gli indici bioclimatici differiscono dai semplici indici climatici, in quanto sono combinazioni funzionali di parametri atmosferici che forniscono indicazioni sintetiche di carattere climatico, a scala annuale o stagionale (Attorre et al., 2017; Pour et al., 2019), che possono direttamente riguardare la popolazione vegetale, la distribuzione, le funzioni e le prestazioni produttive.

Le classificazioni bioclimatiche aiutano a modellare la distribuzione spaziale della vegetazione e degli animali a diversa scala sulla base di dati climatici, grazie alla loro capacità di sintetizzare le principali caratteristiche climatiche, ambientali e biotiche importanti per la presenza di diversi tipi di vegetazione.

Questi modelli sono stati applicati a scala globale e nazionale al fine di modellizzare la risposta della vegetazione ai cambiamenti climatici (Andrade e Contente, 2020; Incerti et al., 2007) o a definire l'idoneità climatica per le colture (Serrano-Notivol et al., 2020).

Per citare alcune applicazioni degli indici bioclimatici in Italia, Pesaresi et al. (2014) hanno applicato il Worldwide Bioclimatic Classification System (Rivas-Martínez et al., 2002) per produrre mappe di diagnosi bioclimatica dell'intero territorio italiano e fornire set di dati geografici utili per la modellazione delle relazioni vegetazione-clima a scala nazionale. A giudizio degli autori, queste mappe si rivelano utili a costruire modelli spaziali predittivi della distribuzione della vegetazione, ma anche a monitorare i cambiamenti climatici. Altri recenti lavori scientifici sull'argomento sono di Massano et al. (2023) che propongono l'uso di indicatori bioclimatici come proxy della produttività dell'uva, fornendo agli stakeholders uno strumento semplice per adattare le proprie attività ai cambiamenti climatici previsti. Alba et al. (2021) caratterizzano e descrivono l'evoluzione climatica in Puglia, la più impor-

tante area di produzione di uva da tavola in Italia, mediante alcuni indici bioclimatici. L'analisi previsionale spazio-temporale degli indici ha evidenziato scenari di cambiamento con accumulo di calore che potrebbe indurre all'anticipo delle date di raccolta influenzando gli aspetti produttivi e quelli gestionali del vigneto. Gli autori concludono suggerendo di sviluppare strategie mirate, in alcuni casi già operative, per contenere in futuro lo stress da caldo attraverso l'adozione di accorgimenti tecnici (per esempio, copertura del vigneto per mitigare il microclima), l'utilizzo di cultivar a buona capacità produttiva anche per durate ridotte delle fasi fenologiche e lo spostamento dei vigneti ad altitudini o latitudini più idonee.

Tuttavia, recentemente, la letteratura tecnico-scientifica ha evidenziato un problema generale nella affidabilità degli indici bioclimatici in aree irrigate. Alcuni autori (Mancosu et al., 2016) pongono il problema che gli indici comunemente utilizzati sono approssimativi nella valutazione della domanda irrigua, particolarmente in aree aride e semiaride, in quanto basati sulla misura della evapotraspirazione di riferimento (ET₀) non rappresentativa di quella effettiva di una specifica coltura (ET_c) e suggeriscono l'uso del parametro "evapotraspirazione dell'acqua fornita alla coltura" (Evapotranspiration of the applied water - ET_{aw}) che rappresenta la quantità di acqua di irrigazione necessaria per compensare le perdite dalla zona radicale dovute alla ET_c che non vengono sostituite dalle precipitazioni e da altre fonti.

Di fatto, la disponibilità di informazioni bioclimatiche affidabili e di facile accesso può fornire ai gestori delle risorse e alle aziende agricole mezzi analitici per valutare l'entità e l'evoluzione temporale dei parametri di siccità e cambiamento climatico che potrebbero influenzare la domanda e l'offerta di acqua per usi irrigui.

Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo irriguo

A causa della crescita demografica, dell'incipiente consumo di suolo e dei cambiamenti climatici (IPCC, 2023; ISPRA, 2018; UN, 2022), il futuro dell'umanità si prospetta con una richiesta complessiva di acqua in forte aumento (World Bank, 2022). Questo comporterà un aumento della concorrenza per le risorse idriche e dei conflitti per la spartizione delle stesse. **Un impatto particolare è atteso sui consumi idrici legati all'agricoltura. Si prevede, infatti, che la popolazione aumenterà fino a superare i 10 miliardi entro il 2050. Globalmente, si stima che la produzione agricola dovrà aumentare di circa il 70% entro la stessa data. Tuttavia, la futura domanda idrica da parte di tutti i settori richiederà che una quota compresa tra il 25 e il 40% dell'acqua venga riallocata da attività a produttività e occupazione più basse a quelle più elevate, in particolare nelle regioni caratterizzate da scarsità idrica di varia natura.** Nella maggior parte dei casi, tale riallocazione della risorsa dovrebbe provenire dall'agricoltura a causa della sua elevata quota di utilizzo. Attualmente, l'agricoltura pesa mediamente per il 70% di tutti i prelievi di acqua dolce a livello globale. Una riallocazione delle risorse idriche tra i diversi settori idroesigenti comporterà, comunque, vere e proprie movimentazioni dell'acqua sia in senso fisico che virtuale.

Per quanto riguarda direttamente la situazione italiana, il Centro nazionale di ricerca per le tecnologie dell'agricoltura (Agritech <https://agritechcenter.it/>) ha il mandato di studiare soluzioni innovative per affrontare, con particolare attenzione all'aumento di efficienza d'uso idrico

in agricoltura, il contesto di crisi che si va delineando. Con un budget stimato di 477 milioni di euro, Agritech è il più grande dei cinque centri nazionali lanciati nel 2023 con i finanziamenti del programma Next Generation Europe dell'UE. A livello nazionale, il miglioramento dell'efficienza dell'uso idrico in agricoltura dipenderà molto dai miglioramenti sui sistemi principali di captazione e distribuzione esterni all'azienda agricola, con adeguamenti e incentivi per investimenti direttamente in azienda, volto a migliorare la gestione dei suoli e dell'acqua, assecondando le strategie del Programma di sviluppo rurale nazionale (Pianeta PSR, 2023) nonché la radicale trasformazione verso modelli colturali ad alta biodiversità, efficienza produttiva e di uso idrico (AF4EU, 2024).

La gestione dei sistemi di approvvigionamento idrico a scopo irriguo rappresenta, quindi, un ambito strategico per garantire la sostenibilità ambientale, economica e sociale nell'uso della risorsa idrica. A ciò è importante affiancare l'efficientamento dei sistemi irrigui aziendali e lo sviluppo di pratiche gestionali aziendali, anche sfruttando le opportunità offerte dalla architettura verde della futura PAC (Politica Agricola Comune), non solo nell'ambito delle misure di sviluppo rurale, ma anche mediante il ricorso agli eco-schemi. Inoltre, forme molto avanzate di ripianificazione dei sistemi colturali verso forme complesse, consociative e ad alta efficienza d'uso idrico tenderanno a rimpiazzare gli attuali sistemi colturali assai depauperativi. Produrre di più con la stessa unità di superficie agricola e con la stessa unità di acqua (irrigua o naturale che sia) sarà certamente

una strategia basilare che porterà verso la rivisitazione e l'attuazione in chiave moderna di sistemi ad alta efficienza del passato (ad esempio, i sistemi agroforestali), non solo nell'ambito delle misure di sviluppo rurale, ma anche mediate il ricorso agli eco-schemi.

La capacità di migliorare la gestione dell'acqua in agricoltura è generalmente limitata, sul piano globale, da politiche inadeguate, gravi inefficienze istituzionali e severe limitazioni finanziarie. Similmente, sul piano nazionale, le istituzioni pubbliche e private critiche (tra cui il Ministero dell'agricoltura, le Autorità di bacino distrettuale, gli enti di irrigazione, le organizzazioni degli utenti dell'acqua e degli agricoltori) non sempre dispongono delle condizioni favorevoli e degli strumenti necessari per svolgere efficacemente le loro funzioni in uno scenario di cambiamento repentino e di moltiplicazione di conflitti per la ripartizione della risorsa (vedasi i fatti contingenti nel territorio della Sicilia nella stagione corrente. Delibera del Consiglio dei ministri del 6 maggio 2024 e Dichiarazione dello stato di emergenza in relazione alla situazione di grave deficit idrico in atto nel territorio della Regione Siciliana). Nello specifico, il riferimento territoriale per la pianificazione delle risorse idriche è il Distretto idrografico. Per tali Distretti, le Autorità di bacino di rilevanza nazionale, istituite dal decreto 294/2016 del MATTM (l'allora Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica), operano svolgendo le funzioni di Autorità di gestione dei distretti idrografici attraverso lo strumento pianificatorio del Piano di gestione. Questo riporta un'analisi delle caratteristiche del Distretto, un esame dell'impatto delle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee e un'analisi economica dell'uso dell'acqua. Tuttavia, le istituzioni incaricate di sviluppare piani per l'utilizzo irriguo spesso si limitano a progetti su larga scala ad alta intensità di capitale

e tendono a fare affidamento su approcci basati sul settore pubblico piuttosto che sviluppare opportunità di formazione e finanziamento su piccola scala per la gestione dell'irrigazione. Nel quadro generale delle tematiche legate alla governance della risorsa acqua, non appare casuale che l'integrazione tra le politiche rappresenti uno degli obiettivi strategici a livello comunitario per un uso più efficiente delle risorse finanziarie e per il perseguimento di obiettivi di interesse comune a più settori e ambiti, sfruttando le sinergie e il coordinamento delle azioni. Data la crescente domanda di acqua, energia, cibo e altri servizi ecosistemici interconnessi (Water, Energy, Food, Ecosystems Nexus, in breve WEF Nexus), la quale aumenterà del 50-80% nei prossimi due decenni a causa della crescita economica e demografica, urgono strategie e politiche integrate e capaci di affrontare questioni di notevole complessità (Zisopoulou et al., 2018).

In tale quadro, mentre le attuali priorità economiche mirano a risposte di breve termine nella produzione e nel consumo, le opzioni strategiche di sostenibilità a lungo termine rimangono troppo spesso al di fuori della visuale dei decisori politici. L'approccio Nexus (Flammini et al., 2014) sostiene la gestione efficiente e integrata delle risorse vitali del triangolo Water-Energy-Food (WEF) così come questo è incluso nel contesto "environment" a generare un paradigma "WEFE". Il WEFE verrebbe a costituire, così, un modello di interpretazione, pianificazione e attuazione atto a ridurre al minimo conflitti e compromessi per le risorse interconnesse "acqua, energia e cibo", massimizzando le sinergie tra i settori e generando benefici economici, ambientali e sociali condivisi e sostenibili (JRC, 2019). Al giorno d'oggi, esiste una pluralità di metodi e strumenti che cercano di concettualizzare il sistema interconnesso delle risorse del WEFE. La natura complessa dei sistemi di risorse intercon-

nesse che formano un Nexus e il disordine degli strumenti esistenti appaiono come i principali ostacoli per le applicazioni del Nexus nelle politiche e nei processi decisionali. Inoltre, manca una solida validazione dell'efficacia e della replicabilità delle soluzioni Nexus già implementate. La ben nota e consolidata metodologia WEF Nexus 2.0 (Daher e Mohtar, 2015) offre a scienziati e decisori politici una piattaforma comune e ben documentata per valutare scenari e identificare strategie sostenibili di allocazione delle risorse

ecosistemiche. Tuttavia, l'inclusione di un approccio ecosistemico più forte richiede ulteriore attenzione. Pertanto, la scelta di uno strumento adeguato e la convalida di adeguate strategie di attuazione attraverso la dimostrazione di buone pratiche potranno aiutare efficacemente le parti interessate (responsabili politici, professionisti, agenzie e utenti finali) a rispondere a specifiche esigenze (ad esempio livello di dettaglio, allocazione delle risorse, diversi vincoli di tempo, finanze e risorse umane).

Tecnologie a supporto della riduzione dei fabbisogni irrigui

Un recente rapporto della World Bank (Viola et al., 2020), rimarcando la corrente crescita della popolazione mondiale, indica il ruolo cruciale dell'innovazione tecnologica per produrre di più impegnando meno risorse, aumentando dunque l'efficienza d'uso delle stesse. Il settore dell'approvvigionamento idrico deve affrontare crescenti pressioni, in particolare esacerbate dagli impatti dei cambiamenti climatici. Un tale quadro, pur apparendo particolarmente preoccupante per i paesi in via di sviluppo per le fragili condizioni di resilienza e sostenibilità nel settore dell'approvvigionamento, è di strategica rilevanza sia sul piano comunitario che su quello nazionale. Coerentemente, la direttiva quadro dell'UE sulle acque definisce un quadro giuridico teso a tutelare le acque e ripristinare la qualità delle stesse, nonché a garantire il loro utilizzo sostenibile nel lungo termine. In questo contesto possono essere collocate anche le risorse idriche non convenzionali che sono sempre più spesso inserite tra le politiche di riduzione del consumo irriguo di risorse idriche pregiate (si veda a tal proposito il Capitolo 10).

L'assemblaggio di sistemi complessi capaci di coordinare flussi composti di informazioni, dalle condizioni microclimatiche allo stato fisiologico di colture e animali, con l'utilizzo dell'apprendimento automatico e del telerilevamento, è promettente nella gestione di flussi informativi agli operatori agricoli con informazioni zonizzate sulla base dei trend climatici e delle previsioni meteorologiche. Una gestione propriamente bioclimatica dell'uso della risorsa potrà favorire la messa a punto e la gestione di sistemi culturali ad alta resilienza ed efficienza produttiva. Quest'ultima dovrebbe basarsi sull'adozione di sistemi rurali ad alta biodiversità e complessità strutturale capaci di fornire produzioni complessivamente più abbondanti per unità di suolo e di acqua impegnate (Ricciardi et al., 2021). La gestione informata di modelli produttivi complessi, alternativi ai modelli intensivi monoculturali, permetterebbe la massimizzazione dell'utilità marginale delle risorse produttive, dall'acqua al suolo, ai fertilizzanti, nel più ampio rispetto dei capitali ambientali e umani coinvolti. L'irrigazione in deficit

(Rai et al., 2022) sarà efficacemente gestita nell'ambito dei sistemi smart, al fine di limitare l'aumento di produzione agricola in cornici prestabilite di sostenibilità e resilienza dell'uso idrico. Le filiere agroalimentari corte e locali tenderanno a guadagnare importanti spazi di mercato nel proporre risposte esaurienti verso un consumo sempre più informato, consapevole dei costi (non solo idrici) che la comunità deve sostenere per la propria alimentazione. L'imprenditoria rurale più giovane è attesa dar luogo a importanti trasformazioni aziendali, in particolare verso una tipologia di piccole medie imprese multifunzionali, dotate di una forte propensione all'agricoltura "smart" e di precisione, con una elevata efficienza d'uso delle risorse, con produzioni di alta qualità, con alto valore aggiunto nella trasformazione e con largo impiego di manodopera familiare e/o stagionale. Una più equa redistribuzione delle risorse finanziarie e un'adeguata rivisitazione dei pilastri della politica agricola comunitaria saranno tra le istanze portate avanti da un settore economico, quello primario, in profonda trasformazione e sempre più consapevole del peso dei servizi ecosistemici da esso stesso assicurati, a partire dalla salvaguardia e dal ricircolo della risorsa idrica.

Il trasferimento di innovazione alle aziende punta ad aumentare l'efficienza di uso idrico a livello agronomico, mitigare il consumo idrico aziendale così come gli impatti ambientali attribuibili all'irrigazione. Tuttavia, il trasferimento di innovazione nel comparto irriguo implica il pieno sviluppo di adeguate politiche europee, nazionali e regionali per sostenere gli sforzi finanziari e la formazione degli operatori agricoli e dei gestori delle risorse idriche. La propensione ad adottare tecnologie innovative per il comparto irriguo dovrà procedere di pari passo con politiche di rinnovamento generazionale

in ambito rurale. Solo un tale processo di natura demografica potrà fare breccia in un contesto di barriere sociali e culturali fortemente ancorato ai metodi tradizionali di irrigazione, questi ultimi caratterizzati spesso da un'inefficiente distribuzione e uso della risorsa. **Le tecnologie innovative capaci di cambiare profondamente le pratiche irrigue del prossimo futuro includono, a titolo di esempio, gli smart controller di irrigazione, i sensori di umidità del suolo e di potenziale idrico della pianta, i sistemi di micro-irrigazione, la robotica, le applicazioni di intelligenza artificiale e agricoltura di precisione** (Obaideen, 2022).

Gli *smart controller* costituiscono un'innovazione promettente; di fatto, sono dispositivi che utilizzano sensori e analisi predittive per automatizzare i programmi di irrigazione in base alle esigenze colturali, alle caratteristiche pedologiche e agli eventi meteorologici in atto o previsti. Utilizzando i dati raccolti dai sensori meteorologici, i dispositivi intelligenti sono capaci di determinare o di regolare i programmi di irrigazione, tenendo conto della frequenza e della intensità delle precipitazioni, della temperatura, dell'umidità del suolo e dell'aria così come della velocità del vento e dei potenziali idrici fogliari. In definitiva, tali dispositivi porteranno un profondo miglioramento della gestione irrigua in direzione dell'efficiente uso della risorsa, evitando gli eccessi e scongiurando stati di deficit eccessivo. Il loro uso può arrivare a dimezzare i volumi irrigui di un ciclo colturale rispetto ai sistemi di irrigazione convenzionali, riducendo inoltre l'impegno di manodopera e il consumo di energia per il pompaggio dell'acqua nonché massimizzando la resa della coltura. Dal canto loro, i sensori di umidità del suolo consentono agli agricoltori di valutare la disponibilità di acqua per la crescita delle colture e di prendere decisioni informate sui programmi di irrigazione.

Le domande di ricerca

Il ruolo della ricerca nella gestione della risorsa acqua per gli ecosistemi agrari e forestali. La questione della risorsa idrica per il supporto di tutti i servizi ecosistemici forniti dagli ecosistemi terrestri.

I cambiamenti globali in corso sono strettamente legati al passato, presente e futuro di una popolazione globale che sfiora oggi gli 8 miliardi di esseri umani. Gli scenari tracciati dall'Intergovernmental Panel on Climate Change indicano la gravità di una situazione legata all'estremizzazione climatica in atto (IPCC, 2023). In particolare, per l'area mediterranea, dunque per l'Italia, lo sfioramento della temperatura superficiale globale di oltre 1.5 °C rispetto a quella preindustriale è atteso causare un incremento significativo del rischio di siccità e di peggioramento di disponibilità e qualità delle acque. Lo stretto rapporto tra agricoltura e consumi idrici fa temere, in questo modo, impatti molto forti in materia di sicurezza e sovranità alimentare sia per l'Europa meridionale che per le aree nord-africane e del vicino oriente. Di fatto, molte delle aree citate sono già sotto l'impatto dell'avanzamento di una frontiera: quella della desertificazione. **La crisi biotica associata al fenomeno di desertificazione implica la perdita quantitativa dei servizi ecosistemici: un fatto di per sé inaccettabile per una popolazione in generale incremento e che impone l'adozione di strategie e interventi complessi.**

La complessità delle strategie è parallela alla complessità delle cause e degli impatti connessi ai cambiamenti globali; sono richiesti approcci di studio multidisciplinari e processi di trasferimento

dell'innovazione di natura partecipativa, visti i conflitti sociali e politici connessi alle possibili soluzioni proposte da diversi gruppi di interesse. È prioritario, per questi motivi, adottare strategie di studio e proposizione dell'innovazione fondate sul connubio tra Science and Humanities. Climatologia, Idrologia, Idrogeologia, Agroecologia, Selvicoltura, Fisiologia, Genetica, Sensoristica, Ingegneria ambientale e Urban Forestry dovrebbero dialogare con Antropologia, Storia, Geografia, Sociologia, Economia e, financo, Letteratura e Filosofia; il tutto finalizzato alla ricerca di soluzioni applicabili ed effettive, proprio perché condivisibili in seno alle comunità per la salvaguardia del patrimonio comune che è l'acqua.

Considerazioni generali sull'efficacia di azioni di studio e trasferimento dell'innovazione inerenti la questione acqua.

Ciò che è stato brevemente discusso sottolinea la necessità di sviluppare nuove strategie di utilizzo del territorio, nella direzione di migliorate condizioni dell'ecosistema agricolo e ridotti input esogeni al sistema stesso. In altre parole, la ricerca agroecologica deve porsi l'obiettivo di ottimizzare l'uso delle risorse ambientali e la sostenibilità dell'intero sistema paesaggistico, a partire dall'ottimizzazione dell'uso dell'acqua. Altro obiettivo indispensabile della ricerca-applicazione è l'aumento della biodiversità complessiva del sistema, a partire dalla biodiversità agraria fino a quella delle biocenosi forestali autoctone del territorio.

Aspetti della ricerca più squisitamente naturalistici devono riguardare le matrici forestali in cui si collocano le reti rurali.

I sistemi radicali profondi di specie arbustivo-arbore di natura xerica possono influenzare positivamente le condizioni ambientali a beneficio delle specie coltivate, contribuendo a ristabilire i cicli biogeochimici, incluso quello idrologico, a supporto della fertilità di un comprensorio geografico nel suo complesso. In effetti, il ripristino di reti ecologiche complesse e resilienti in cui contestualizzare una matrice agraria è un prerequisito per combattere la desertificazione così come mitigare i rischi idrogeomorfologici. Le condizioni di umidità atmosferica migliorano sopra e attorno alle canopie complesse e stratificate. Il trasferimento del calore sensibile è bilanciato dal calore latente messo in gioco nella traspirazione fogliare e il microclima locale è favorevolmente influenzato. Tutto ciò può mitigare il peggioramento delle condizioni climatiche anche su una vasta area, a condizione che modelli virtuosi di uso del suolo siano ampiamente studiati, condivisi e adottati. La consociazione colturale con specie azotofissatrici favorisce il recupero di fertilità, aumentando la sostanza organica e la capacità di ritenzione idrica dei suoli. I deflussi superficiali dell'acqua piovana, i pericolosi fenomeni di corrivazione, vengono ridotti a favore della percolazione profonda, consentendo lo stoccaggio di significative riserve idriche nel profilo del suolo esplorato dalle radici. In definitiva, il sistema è rivitalizzato dalla complessità e tende a riflettere le proprietà più spinte in termini di resistenza ai disturbi ecologici.

Quanto considerato intorno alla stringente problematica della risorsa idrica è in linea con l'attuale Direttiva Quadro sulle Acque (EU-WFD), con la trascorsa iniziativa europea partecipativa EIP-Water 2012-20, con le linee di azione EIP-Agri attualmente all'interno della più vasta rete di EU-CAP e con l'attualità delle strategie europee del Green Deal con la sua azione *From the Farm to the Fork* e

della *Biodiversity Strategy 2030*. L'Italia, oltre a recepire queste strategie, ha recentemente adottato con i Distretti del Cibo, istituiti con legge 205 del 27 dicembre 2017, un nuovo modello di sviluppo per l'agroalimentare italiano. Nell'ambito dei Distretti del cibo, i Distretti biologici, declinati in varia modalità nel recepimento regionale della suddetta normativa, appaiono quali strumenti partecipativi e opportunità di rete sperimentale a cielo aperto particolarmente vocati alla ricerca e al trasferimento dell'innovazione sull'argomento acqua, agricoltura e ambiente.

Integrazione degli indici climatici al fine di integrare informazioni relative al bilancio idrico e all'impatto della siccità sulle attività agricole.

Come riportato nei paragrafi precedenti, al fine di quantificare e monitorare il fenomeno della siccità a diversa scala sono stati sviluppati numerosi indicatori climatici (Dai, 2011a; Dai, 2011b; Heim, 2002; Mariani et al., 2018; Passarella et al., 2020; Wilhite e Glantz, 1985).

Tuttavia, spesso, questi indici non consentono di quantificare potenziali impatti fenologici e morfologici sugli ecosistemi, come, ad esempio, la risposta produttiva delle colture o di considerare fenomeni di modificazione del bilancio idrologico e idrogeologico (Liu et al., 2011; Lu e Zhuang, 2010; Starr et al., 2016).

Focalizzando l'attenzione sulle questioni legate alla gestione delle risorse idriche in ambito irriguo, diventa necessario introdurre negli indici climatici informazioni più strettamente legate a fattori e processi che regolano l'utilizzo dell'acqua da parte delle piante, come umidità, velocità del vento, radiazione netta, traspirazione, evaporazione dell'acqua dal suolo e foto-

sintesi, che sono essenziali per una realistica valutazione del fabbisogno idrico irriguo in ambienti caratterizzati da fenomeni di crescente aridità.

In questo senso la ricerca scientifica può dare un grande contributo impegnandosi nella definizione e validazione di indici bioclimatici di facile calcolo e basati sulla combinazione matematica di parametri legati al consumo idrico e alla risposta produttiva delle colture in differenti condizioni climatiche (Chang et al., 2018).

Uso degli isotopi stabili nello studio di sistemi agrari e forestali a più efficiente uso idrico in aree mediterranee.

Le singole specie così come le biocenosi vegetali nel loro complesso dipendono fortemente dalla disponibilità ambientale d'acqua nel determinare le loro dinamiche evolutive (nel lungo periodo), dispersive (medio e breve periodo) e ontogenetiche (cicli colturali). La disponibilità del fattore acqua interviene in questi meccanismi ecofisiologici di livello intra e inter-specifico per il suo carattere selettivo e adattativo. Questo è particolarmente vero in quegli areali o bioregioni, come quella mediterranea, caratterizzati da marcati gradienti pedoclimatici (di Castri, 1981; Roy et al., 1995). Comprendere e gestire la biodiversità agraria di tali realtà richiede importanti investimenti conoscitivi finalizzati ai meccanismi adattativi e al loro impiego nel *breeding* per l'ottenimento di varietà e linee di germoplasma capaci di esprimere fenotipi produttivamente stabili anche in condizioni di scarse disponibilità idriche (Kim et al., 2021; Lauteri et al., 2004). Tuttavia, più che dalle tecnologie di *breeding*, la capacità di selezionare linee varietali per tratti adattativi efficaci nella resistenza o nella tolleranza allo stress idrico è limitata dalla capacità di valutazione precoce del-

le risposte fenotipiche della pianta (Luo et al., 2019). Alla base dell'espressione fenotipica, nel nostro caso l'adattamento allo stress idrico, collochiamo la fisiologia dell'interazione genotipo x ambiente che permette ad una pianta di sopportare stati idrici del suolo lontani dall'ottimale, pur mantenendo una soddisfacente produttività. **Genetica e fisiologia vegetale sono discipline strettamente sinergiche nel miglioramento varietale e nella comprensione dei meccanismi adattativi alla carenza idrica. Su tali basi si può comprendere come tratti quantitativi di adattamento, ovvero fenotipi di risposta allo stress la cui espressione è regolata da molteplici geni come nel caso dell'efficienza d'uso idrico di una pianta, debbano essere valutati attraverso indici ecofisiologici capaci di integrare processi complessi.**

Gli isotopi stabili di diversi elementi coinvolti in importanti cicli biogeochimici (ad esempio, ciclo del carbonio e ciclo dell'acqua) costituiscono utilissimi traccianti naturali per studiare processi biofisici e biochimici complessi (Dawson et al., 2002). Infatti, la composizione isotopica (parametro che rende conto dell'abbondanza relativa di due forme isotopiche rispetto a quella di uno standard) di un reagente può variare da quella di un prodotto in virtù del frazionamento isotopico determinato lungo un percorso chimico o fisico. Il frazionamento isotopico è causato dalle piccole differenze nelle proprietà chimico-fisiche dovute al diverso contributo di isotopi pesanti o leggeri nelle molecole che prendono parte alle reazioni. La differenza in composizione isotopica che si realizza tra reagenti e prodotti di un processo, in prima approssimazione definita come discriminazione isotopica (positiva o negativa a seconda del livello relativo di arricchimento o impoverimento dell'isotopo più pesante), è utilizzabile come indice descrittivo e estimativo del processo stesso.

L'impiego di tecnologie di spettrometria di massa per gli isotopi stabili (IRMS), con particolare riferimento alla determinazione del rapporto isotopico (R) degli isotopi stabili del C ($R=^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), dell'ossigeno ($R=^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) e dell'idrogeno ($R=\text{D}/\text{H}$) nelle diverse matrici degli ecosistemi agrari e forestali (sostanza organica vegetale e del suolo, CO_2 atmosferica, acqua del suolo, acqua di falda, acqua xilematica e fogliare), permette di analizzare processi di base per l'economia del carbonio e dell'acqua nelle coltivazioni, dunque di ottenere informazioni inerenti il connesso bilancio idrico colturale. Mentre un'ampia bibliografia di studi IRMS è disponibile su molte specie agrarie in ambiente controllato, le applicazioni di ecofisiologia isotopica su biocenosi reali si riferiscono in particolare a quelle forestali (ad esempio: González de Andrés et al., 2021; Sarris et al., 2013). La forte richiesta conoscitiva degli effetti della crescita della concentrazione di CO_2 atmosferica e dei cambiamenti climatici sulle biocenosi forestali ha, di fatto, relegato a un ambito più ristretto lo studio delle performance ecofisiologiche dei sistemi rurali e agroforestali (Penna et al., 2020), demandando agli esperimenti di *breeding* il compito di una selezione adattativa per lo più monospecifica.

Ampi spazi di ricerca restano aperti su sistemi rurali a biodiversità e complessità crescenti. Nei fatti, i sistemi monocolturali ad alta intensità di input esogeni si sono rivelati altamente insostenibili, a partire dalle alte richieste irrigue che spesso accompagnano queste agrotecniche. Dal *breeding* di varietà stabili produttivamente alla comprensione della complessità della stratificazione dei sistemi radicali e delle stratificazioni aeree delle canopie, le applicazioni degli isotopi stabili forniscono utilissime in formazione su caratteri agronomici integrativi delle dinamiche produttive come l'efficienza d'uso idrico (WUE).

Quest'ultimo carattere esprime, per le vie brevi e trascurando complicazioni, il rapporto tra il carbonio assimilato dalla pianta e l'acqua persa per traspirazione stomatica. Mentre il concetto di WUE può essere trasposto dalla foglia alla pianta intera e alla coltura nel suo complesso, la misura di WUE si rivela molto artificiosa in ambienti reali, tanto che la sua stima attraverso l'analisi della discriminazione isotopica del carbonio rimane uno dei metodi più eleganti e non distruttivi che abbiamo a disposizione (Paris et al., 2018).

Infine, ma non per importanza, ampie prospettive conoscitive sulla bioclimatologia applicata al bilancio idrico in agricoltura possono essere aperte dall'analisi spazio-temporale delle distribuzioni isotopiche su scale geografiche diversificate, grazie alla cosiddetta "tecnologia isoscape" (dalla fusione dei termini *isotope* e *landscape*). Infatti, le distribuzioni isotopiche nei sistemi idrologici sono associate con la variazione delle fonti d'acqua, i processi a monte che frazionano gli isotopi, le traiettorie di trasporto e le condizioni locali che governano la ripartizione dell'acqua tra riserve e flussi. Le distribuzioni *isoscape* forniscono, di fatto, una base per l'utilizzo degli isotopi nella ricerca quantitativa dell'idrologia spaziale (Bowen e Good, 2015). In particolare, studi riferibili all'analisi del *d-excess* (ovvero alle anomalie locali dell'eccesso di deuterio rispetto alla normale relazione tra D e ^{18}O nella *global meteoric line*) indicano potenzialità sia nella definizione dei fenomeni meteorologici di genesi delle precipitazioni (ad esempio, formazione dei corpi nuvolosi e fenomeni di rievaporazione delle gocce di pioggia lungo gradienti altimetrici) che delle aree stesse di ricarica degli acquiferi (Natali et al., 2022).

11.4

Gli usi industriali e produzione di energia

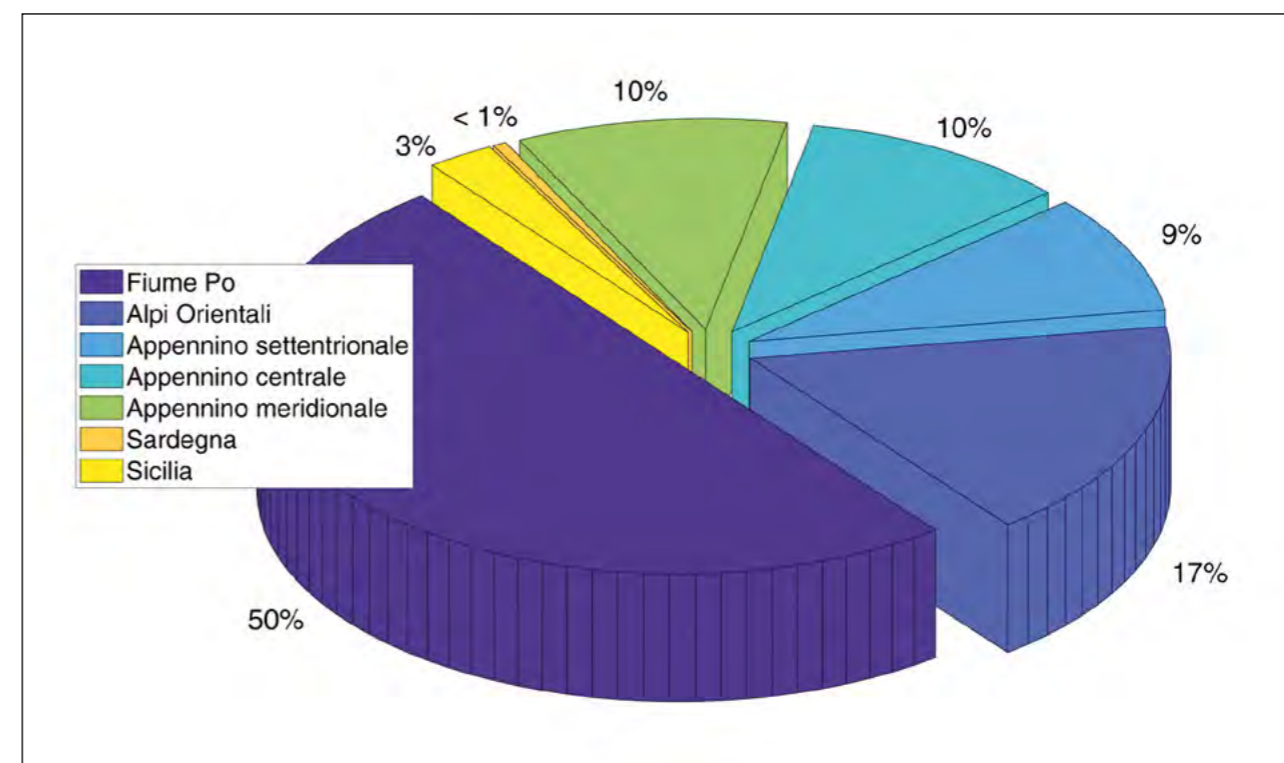
11.4.1

Stato attuale

Istat (2019) stima che il volume di acqua complessivamente prelevata nell'industria manifatturiera ammonti nel 2015 a circa 3.79 miliardi di metri cubi. Tale stima è basata su un indicatore specifico denominato "intensità d'uso dell'acqua" che fornisce una misura del volume di acqua necessario per generare un'unità di valore della produzione. Essa, unita ai risultati della rilevazione Istat della produzione annuale (Prodcom) che fornisce le unità fisiche di prodotto, suddivise per settore manifatturiero, permette di stimare i volumi prelevati dai corpi idrici per attività

estrattive e manifatturiere. Sulla base della metodologia prima menzionata, i quattro settori manifatturieri più idroesigenti sono i seguenti: coke, prodotti petroliferi raffinati e prodotti chimici (17.4%), prodotti in metallo (esclusi macchinari) (13.6%), gomma e materie plastiche (11.0%), tessile (8.8%) (per un quadro complessivo, si veda Tavola 2.1 in Istat, 2019). In termini di volumi prelevati, la distribuzione sul territorio nazionale segue, ovviamente, la distribuzione spaziale dell'industria manifatturiera in Italia, come mostrato nel grafico di Figura 11.8.

Figura 11.8
Volumi totali prelevati dall'industria manifatturiera nel 2015 suddivisi per Distretto idrografico (Istat, 2019).



Occorre tuttavia sottolineare che i dati Istat, seppur diano un'utilissima stima delle pressioni dovute agli utilizzi industriali nel settore manifatturiero, non forniscono informazioni sui corpi idrici, superficiali o sotterranei, sui quali tali prelievi insistono. Tale mancanza informativa costituisce un notevole elemento di criticità per la pianificazione e gestione dei corpi idrici, sia in termini di stima del bilancio idrico, sia in termini di gestione delle crisi idriche (anche in ragione del fatto che le derivazioni industriali sono poste dal legislatore in subordine rispetto agli usi umani e agricoli dalla L. 36/94: "Nei periodi di siccità e comunque nei casi di scarsità di risorse idriche, durante i quali si procede alla regolazione delle derivazioni in atto, deve essere assicurata, dopo il consumo umano, la priorità dell'uso agricolo").

Un discorso specifico merita l'utilizzo di acqua per la produzione di energia elettrica che, sulla base dei dati forniti da Terna sul periodo 2000-2023 (<https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/statistiche/evoluzione-mercato-elettrico>) ammonta a 320 TWh nel 2021, con un minimo di 301 TWh nel 2005 e un massimo di 340 TWh nel 2007. In Figura 11.9 è mostrata la ripartizione della produzione di energia elettrica nel 2022 per fonte.

Occorre sottolineare il fatto che l'utilizzo della risorsa acqua nella produzione di energia elettrica investe essenzialmente la produzione idrica e la produzione

termoelettrica (nel raffreddamento degli impianti). Più nel dettaglio la produzione idrica si suddivide in produzione da bacino, serbatoio e ad acqua fluente. È definito "impianto a serbatoio" un impianto che ha una durata di invaso maggiore o uguale a 400 ore, mentre con "bacini di modulazione", chiamati anche "impianti a bacino", si indicano gli impianti che hanno una durata di invaso maggiore di 2 ore e minore di 400 ore. Gli "impianti ad acqua fluente" sono gli impianti che hanno una durata di invaso minore o uguale a due ore. In Italia risultano installati circa 5000 impianti idroelettrici per una potenza efficiente pari a circa 23 GW. La produzione elettrica da impianti idrici si attesta nel 2022 a 30.3 TWh, di cui poco meno del 50% prodotto da impianti ad acqua fluente, come mostrato in Figura 11.10.

I volumi di acqua utilizzati nel processo di produzione di energia elettrica sono stimati, nel 2012, pari a 18.5 miliardi di m³, di cui solo 119.6 milioni di m³ (0.6%) destinati ai processi produttivi. Di questi, circa 16.3 miliardi di m³ provengono dal mare (88%), mentre le acque continentali complessivamente utilizzate si stimano in 2.2 miliardi di m³. Nel complesso il volume di acque interne effettivamente prelevato dai corpi idrici superficiali e sotterranei (quindi non proveniente da riutilizzo o ricircolo) è di 1.6 miliardi di m³, di cui la quota effettivamente utilizzata è di 1.4 miliardi (Istat, 2019).

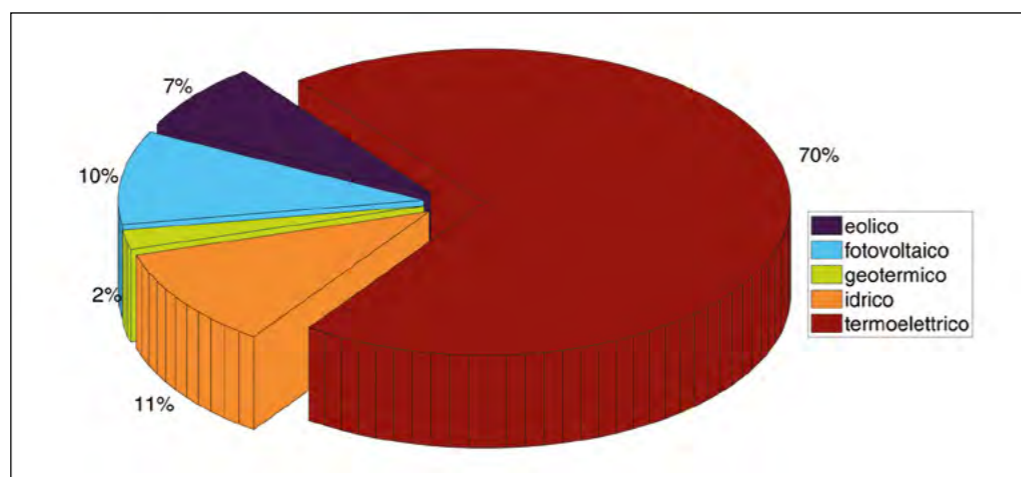


Figura 11.9
Produzione di energia elettrica suddivisa per fonte. Anno: 2022.
Fonte: Terna
<https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/statistiche/evoluzione-mercato-elettrico>

La produzione di energia idroelettrica ha visto negli ultimi anni una significativa riduzione, passando da 60 256 GWh del 2014 ai 30 291 GWh del 2022: la copertura del fabbisogno da fonte idroelettrica è passata dal 17.9% (2019) a circa il 9% nell'anno 2022. Ciò è dovuto, al-

meno in parte, a un aumento, diffuso su tutto il territorio nazionale, del numero di eventi siccitosi, con una conseguente riduzione della disponibilità idrica e un aumento della conflittualità tra i diversi utilizzi (The European House Ambrosetti, 2023).

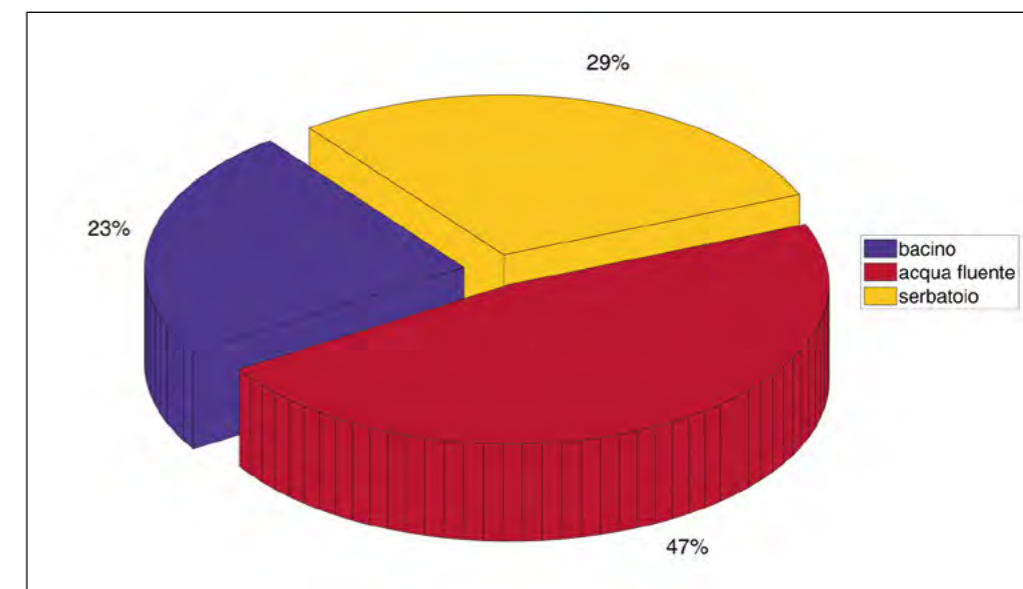


Figura 11.10
Produzione elettrica da fonte idrica suddivisa per tipologia di impianto. Anno 2022.
Fonte: Terna
<https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/statistiche/evoluzione-mercato-elettrico>

Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo industriale e per la produzione di energia

Il primo elemento da sottolineare nella valutazione delle tendenze previste di fabbisogno idrico a scopo industriale e per la produzione di energia è che allo stato attuale sembra esistere sia in Italia che, più in generale, a livello mondiale, una relazione significativa di tipo lineare tra PIL e consumo idrico (The European House Ambrosetti, 2023). D'altra parte, non sembra che la domanda di energia elettrica in Italia sia dipendente da fattori meteo-climatici e idrologici (disponibilità di risorsa idrica) ma solo da fattori socio-economici. È invece indubbia una relazione diretta tra produzione di energia elettrica da fonte idrica (ivi inclusa la produzione elettrica da impianti termici) e disponibilità di risorsa (EEA, 2021).

A titolo di esempio, si mostrano in Figura 11.11 gli andamenti (2000-2022) della produzione di energia elettrica da fonte idrica e dell'Indice Standardizzato di Precipitazione annuale (SPI12; Romano et al., 2022) per Lazio e Umbria (Romano et al. 2022).

Valori dell'SPI12 < -1.5 indicano condizioni fortemente siccitose caratterizzate da deficit pluviometrico rispetto alla base line 1961-1990. In base a tale indice, si identificano sull'intero periodo 2000-2022 cinque episodi di siccità severa (2002, 2007, 2012, 2017, 2022), in corrispondenza dei quali si registra una significativa diminuzione della produzione di energia elettrica da fonte idrica.

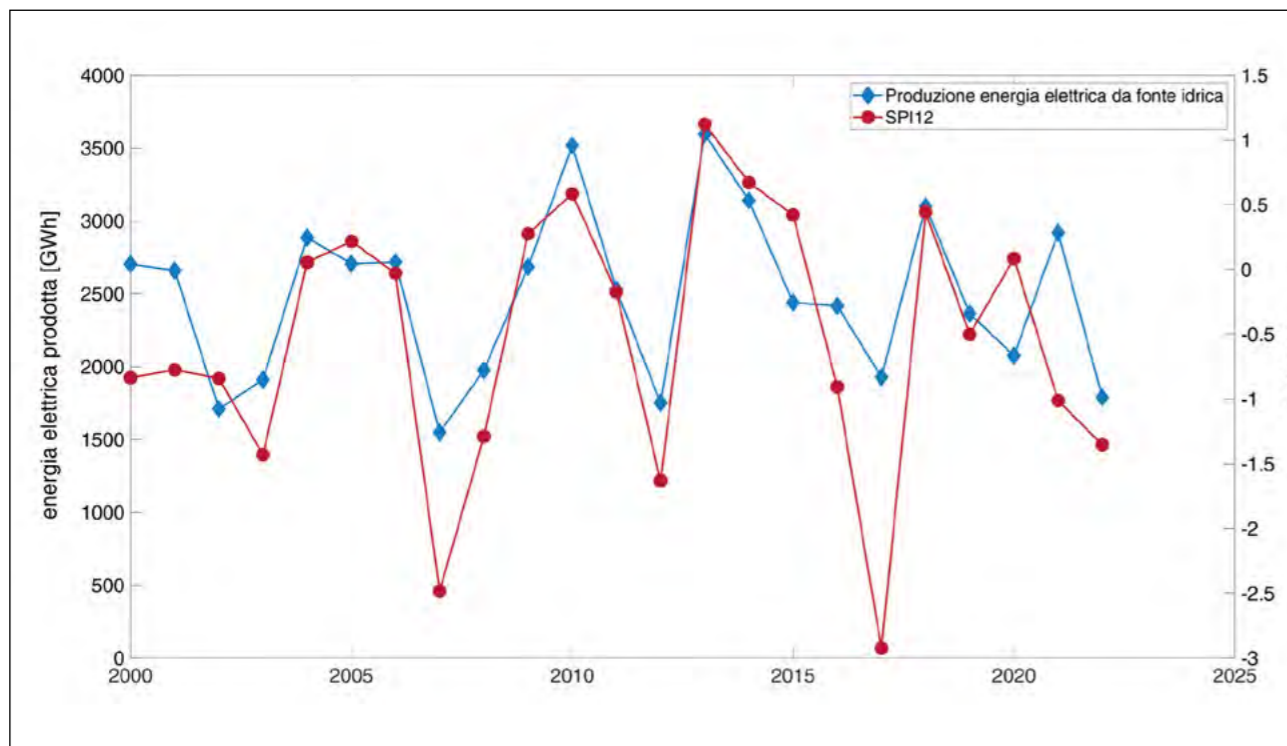


Figura 11.11
Produzione di energia elettrica da fonte idrica Lazio e Umbria e SPI12.
Fonte: Terna; Romano et al. (2022).
<https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/statistiche/evoluzione-mercato-elettrico>

È evidente, dunque, come le produzioni energetiche che utilizzano direttamente o indirettamente la risorsa idrica siano state soggette negli ultimi due decenni, e probabilmente lo saranno in maniera ancora maggiore in futuro, a una vulnerabilità crescente a causa dell'incremento degli eventi siccitosi nell'area mediterranea (IPCC, 2023). A tale vulnerabilità occorre aggiungere, ai fini di una valutazione complessiva del ricorso all'acqua come fonte per la produzione di energia, il forte impatto che gli invasi superficiali hanno sugli ecosistemi fluviali, quali l'interruzione del continuum fluviale (si veda a tal proposito il Capitolo 12 del presente volume), sia in termini di passaggio di biocenosi, sia rispetto all'interruzione del trasporto dei sedimenti che causa un impatto sulla morfologia e gli habitat fluviali. La diminuzione delle portate di acqua fluente a valle degli invasi, esacerbata da periodi siccitosi più frequenti e prolungati, riduce di fatto la possibilità di sopravvivenza delle specie più sensibili, ad esempio quelle alpine che vivono in acque mediamente fredde che in effetti vedrebbero le loro temperature alzarsi soprattutto nel periodo estivo

quando la scarsità idrica è più marcata (EEA, 2021).

Occorre inoltre sottolineare come il previsto incremento degli eventi di precipitazione intensi non necessariamente si tradurrà in una maggior disponibilità di risorsa idrica invasabile e ciò per due motivi fondamentali: a) le statistiche delle precipitazioni relative agli ultimi decenni indicano un aumento degli eventi estremi con una diminuzione dei tempi di ritorno che, tuttavia, resta comunque sull'ordine almeno della decina di anni, superiore ai tempi di ritorno di siccità estreme; b) non è chiaro (ed è una domanda di ricerca di importanza strategica) se a un aumento delle precipitazioni intense corrisponda una localizzazione spaziale degli eventi. In ogni caso, se da un lato gli eventi siccitosi interessano necessariamente porzioni ampie di territorio, dall'altro eventi di precipitazione intensi interessano porzioni di territorio più limitate. In tale contesto, l'ulteriore ricorso a bacini artificiali, se da un lato pone serie questioni legate all'impatto sugli ecosistemi, dall'altro rischia di rivelarsi una misura inefficace dal punto di vista dell'approvvigionamento.

11.4.3

Tecnologie e pratiche a supporto di una gestione sostenibile delle risorse idriche in ambito industriale

È stato mostrato nei paragrafi precedenti come una possibile riduzione della disponibilità idrica, associata a un uso intensivo della risorsa renda urgente l'adozione di modalità produttive volte a una riduzione dei fabbisogni idrici diretti e/o indiretti. In questo contesto, l'adozione di modelli di produzione ispirati ai principi dell'economia circolare appare una prospettiva valida per coniugare crescita, sostenibilità e sviluppo, come riportato anche nella Stra-

tegia nazionale per lo sviluppo dell'economia circolare redatto dall'allora Ministero della transizione energetica.

È tuttavia di fondamentale importanza per promuovere modelli produttivi ispirati alla circolarità identificare opportuni indicatori in grado di quantificare il valore aggiunto offerto dalla circolarità stessa. Tali indicatori (WBCSD, 2018) dovrebbero essere costituiti da:

Parametri di EFFICIENZA OPERATIVA

Sono spesso parametri di prestazione standard che possono essere monitorati anche prima che venga adottato un programma di sostenibilità aziendale. Gli esempi includono l'efficienza delle risorse, il consumo di energia, l'acqua e i rifiuti.

Parametri delle PRESTAZIONI DI SOSTENIBILITÀ

Essi esaminano alcuni degli *endpoint* ambientali e degli impatti sociali delle attività e dei prodotti aziendali. Esempi di metriche includono le emissioni di gas serra, le parti locali coinvolte o l'impatto sulla biodiversità.

Metriche di CREAZIONE DEL VALORE CIRCOLARE

Esse tracciano il modo in cui l'azienda sta migliorando attraverso iniziative di circolarità. Esempi di metriche includono entrate circolari, percentuale circolare degli investimenti e valore preservato.

In ambito industriale uno degli strumenti più efficaci per l'implementazione di un approccio di tipo circolare rientra nel concetto di simbiosi industriale. Tale approccio, basato sul principio dell'ecologia industriale secondo il quale gli scarti di un processo produttivo diventano risorse per un altro, mira a ridurre il flusso di rifiuti e a stabilire una rete locale di "scambi fisici" di risorse (Ramin et al., 2024). Facendo particolare riferimento alle acque di scarto industriali, le risorse potenzialmente recuperabili includono prodotti chimici, metalli, nutrienti, energia termica, biocarburanti ma, soprattutto, acqua stessa (Tomei e Mosca Angelucci, 2021).

Considerando solo l'ultima risorsa, le azioni di *water-innovation practices* inquadrate in un approccio di simbiosi industriale, ossia le modalità con cui le risorse idriche possono essere ottimizzate, includono:

1. La condivisione di risorse idriche alternative in aggiunta ai sistemi convenzionali di approvvigionamento. Esempi di questo approccio prevedono il prelievo, la distribuzione e il trattamento di acque superficiali (come fatto a Kalundborg in Danimarca e a Prato), l'utilizzo di acqua desalinizzata attraverso impianti di desalinizzazione condivisi (ad esempio, a Taranto) oppure l'uso diretto di acqua di mare o salmastra in sistemi di raffreddamento condivisi (come a Kwinana, Au-

stralia) e l'uso di acque reflue depurate in impianti di trattamento condivisi (ad esempio, nelle Isole Jurong, Singapore o a Pohang, Corea del Sud).

2. La condivisione di impianti di trattamento di acque reflue. Questa azione prevede la sinergia tra aziende simili, come ad es. il parco chimico a Shanghai, Cina, o il *cluster* di industrie conciarie a S. Croce sull'Arno.

3. Il riciclo e il riutilizzo dell'acqua in un altro processo industriale, secondo una modalità di scambio oppure "a cascata" tra diverse aziende/impianti industriali. In questo caso rientra anche il riutilizzo di acque reflue urbane depurate (già esaminato nel Capitolo 10 dedicato alle risorse idriche non convenzionali) che, inevitabilmente, prevede anche un impianto di affinamento delle correnti in arrivo dagli impianti di depurazione.

4. Il recupero di energia e/o materiali dalle acque stesse, che però non danno un contributo diretto al bilancio idrico.

Tra le azioni appena menzionate, il riciclo e riutilizzo di acque è quello più diffuso probabilmente perché, oltre alla stringente necessità di ridurre i consumi idrici, i recenti progressi nello sviluppo di tecnologie mirate al recupero di acqua (come l'osmosi inversa) hanno intensificato il ricorso a tali pratiche.



Utilizzo di indicatori

a supporto del monitoraggio della siccità e della gestione delle risorse idriche

Come evidenziato nell'introduzione al presente volume, la valutazione della vulnerabilità di sistemi di approvvigionamento idrico a eventi siccitosi, oltre alla pianificazione delle misure necessarie a incrementare la loro resilienza a condizioni di scarsità idrica, deve necessariamente adottare un approccio integrato che prenda in considerazione:

- **i regimi meteo-climatici attuali** e previsti in un contesto di cambiamento climatico e il loro impatto sulla variabilità stagionale e inter-annuale delle risorse superficiali e sotterranee;
- **i sistemi di monitoraggio del regime meteo-climatico** e dello stato quali-quantitativo delle risorse idriche superficiali e sotterranee;
- **la necessità di tutela** e, ove necessario, ripristino degli ecosistemi attraverso il mantenimento o il miglioramento del loro stato ecologico complessivo, con il conseguente miglioramento della qualità ambientale e della risorsa in termini dei servizi ecosistemici offerti;
- **le pressioni sui corpi idrici**, quali la quantificazione della domanda attuale anche mediante metodi di *water-accounting* e la previsione di scenari di domanda futura nei diversi settori;
- **lo stato e le performance delle infrastrutture esistenti**, le loro condizioni operative e la loro vulnerabilità, in relazione alla capacità di garantire approvvigionamento, rilascio di portate idriche (quali quelli degli impianti idroelettrici e quelli relativi all'*environmental flow*) e distribuzione in condizioni ordinarie e non, nonché dei rilasci successivi;
- **la sostenibilità socio-economica sul lungo periodo** delle possibili soluzioni proposte (comprese le strutture tariffarie, possibili incentivi, strumenti fiscali, etc.) in relazione ai costi previsti di investimento, esercizio e manutenzione.

Il quadro conoscitivo prima descritto è di importanza strategica per una stima del bilancio idrico alle diverse scale spaziali e temporali di interesse, in un'ottica di governance complessiva delle risorse, di pianificazione a medio e lungo termine, nonché di gestione delle crisi idriche. In tale contesto, si rende necessaria l'adozione di opportuni indicatori che quantifichino in modo oggettivo e condiviso tra tutti i soggetti istituzionali e non a diverso titolo coinvolti nella *governance* dell'acqua: a) il regime meteo-climatico attuale, pregresso e ipotizzabile per il futuro; b) lo stato delle risorse idriche nei diversi comparti (suolo, acque superficiali, acque sotterranee); c) le pressioni sui corpi idrici; d) le eventuali restituzioni dopo l'utilizzo; e) il bilancio idrico.

Tabella 11.1

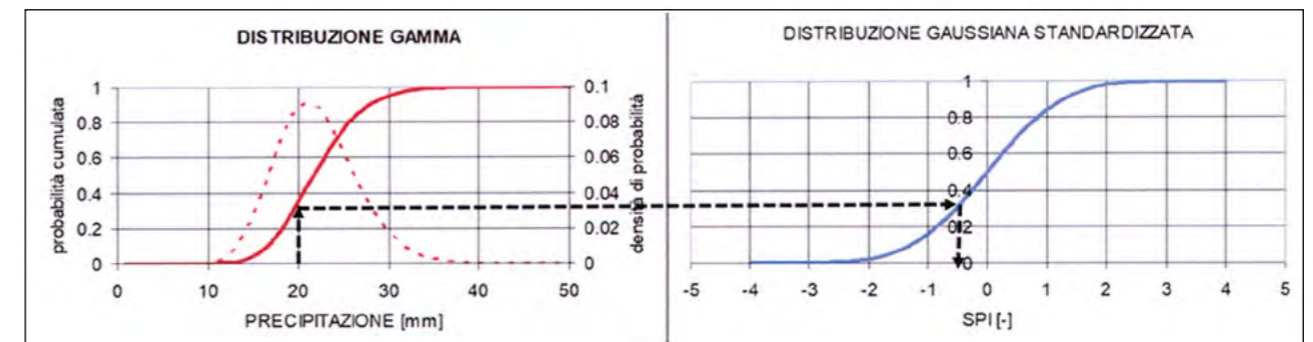
Lista degli indicatori proposti nelle "Linee guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica" (Mariani et al. 2018).

A tal scopo, il Comitato tecnico di coordinamento nazionale degli Osservatori permanenti per gli utilizzi idrici, istituito presso l'allora MATTM (attualmente

MASE) nell'ottobre 2016, ha condotto un'attività, coordinata dall'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA), per l'individuazione degli indicatori utili al monitoraggio degli eventi di siccità e scarsità idrica, con particolare riferimento alla definizione di un protocollo/set di indicatori comune da adottare in ogni Osservatorio. Tale attività è sfociata nella redazione di "Linee guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica da utilizzare nelle attività degli Osservatori permanenti per gli utilizzi idrici" (Mariani et al., 2018).

Nelle linee guida citate sono proposti sette indicatori (Tab. 11.1) per un monitoraggio efficace e rappresentativo degli eventi siccitosi e degli impatti conseguenti in termini di stato delle risorse idriche e della severità idrica, intesa come capacità dei sistemi di approvvigionamento di soddisfare i fabbisogni connessi e di mantenere il buono stato ecologico dei corpi idrici in termini di Deflusso Ecologico.

INDICATORE	ACRONIMO	VARIABILE DI INTERESSE	TIPOLOGIA DI SICCIITA' RAPPRESENTATA
Standardized Precipitation Index (McKee et al., 1993)	SPI	Precipitazioni cumulate su diverse scale temporali (normalmente da 1 a 24 mesi)	Siccità meteorologica
Standardized Runoff Index (Shukla e Wood, 2008)	SRI	Portata media di un corso d'acqua superficiale su diverse scale temporali (normalmente da 1 a 12 mesi)	Siccità idrologica
Standardized SnowPack Index (Huning e AghaKouchak, 2020)	SSPI	Equivalente in acqua della neve (Snow Water Equivalent)	Siccità meteorologica
Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (Vicente-Serrano et al., 2010)	SPEI	Precipitazione efficace a diverse scale temporali (tipicamente da 1 a 24 mesi)	Siccità meteorologica
Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Solar Radiation (Gobron et al., 2000)	fAPAR	Frazione della radiazione solare assorbita dalle piante. Se standardizzata rispetto alla media e deviazione standard di lungo periodo si ottiene l'indice standardizzato fAPAR anomaly	Siccità irrigua
Spring Anomaly Index (Romano et al. 2013)	SAI	Portata mensile delle sorgenti	Siccità idrologica
Water Exploitation Index Plus (Faergemann, 2012)	WEI+	Rapporto tra le pressioni antropiche (prelievi - restituzioni) che insistono sulla risorsa idrica e la sua disponibilità	Siccità socio-economica Severità idrica



Per una descrizione dettagliata degli indicatori proposti e delle relative modalità operative di calcolo si rimanda a Mariani et al. (2018). Qui è importante sottolineare che la standardizzazione alla quale si ricorre per il calcolo degli indici di Tabella 11.1 (eccetto il SAI e il WEI+) permette di passare dai valori assoluti della variabile di interesse, alla probabilità di accadimento di un evento con una determinata intensità.

In Figura 11.12 è mostrata, a titolo di esempio, la procedura di standardizzazione per il calcolo dello Standardized Precipitation Index. La distribuzione di probabilità cumulata, stimata sulla base dei valori di precipitazione osservati in almeno un trentennio permette di identificare la probabilità di accadimento di eventi sotto una determinata soglia (nell'esempio di Figura 11.12 la probabilità di accadimento di eventi di precipitazione minori o uguali a 20 mm è pari a circa il 33%). Il valore dell'indice standardizzato (di precipitazione, di portata, di *snow water equivalent*, etc.) non costituisce dunque una misura dell'intensità di un evento, ma una stima della probabilità di accadimento di quell'evento.

L'uso di indici standardizzati presenta due vantaggi fondamentali:

- forniscono informazioni fondamentali sulla condizione attuale di una determinata variabile rispetto alla climatologia o idrologica di riferimento. In altre parole, non rispondono alla domanda se il valore osservato sia "tanto" o "poco", ma quante volte il valore osservato è stato osservato anche in passato;

- permettono un confronto diretto tra serie storiche osservate in punti o regioni differenti.

Nel contesto del presente capitolo dedicato agli utilizzi idrici, si ritiene rilevante presentare in maniera più dettagliata l'indice WEI+ come indice operativo utile nella rappresentazione del bilancio idrico di una porzione definita del territorio e per un orizzonte temporale stabilito.

Il WEI+ quantifica, per un assegnato intervallo temporale Δt (anno, stagione, mese, etc.) e una determinata area di interesse (nazione, distretto, bacino, etc.), il livello di stress idrico come rapporto tra il consumo di acqua, ossia i prelievi al netto delle restituzioni, e la disponibilità naturale di risorsa idrica rinnovabile:

$$WEI+ = [(Q_{\Delta t} - Res_{\Delta t}) / RWR_{\Delta t}]$$

Eq. 11.1

dove $RWR_{\Delta t}$ sono le risorse idriche rinnovabili (Renewable Water Resources), $Q_{\Delta t}$ i prelievi e $Res_{\Delta t}$ le restituzioni nei corpi idrici superficiali e sotterranei. Secondo quanto indicato dalle Linee guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica, le risorse idriche rinnovabili, tenendo conto della base dei dati attualmente disponibili in Italia, con copertura spaziale e temporale omogenea e continua, possono essere stimate come:

$$RWR_{\Delta t} = P_{\Delta t} - Eta_{\Delta t} \pm ExtIn_{\Delta t} \pm \Delta S_{\Delta t}$$

Eq. 11.2

dove, per la scala temporale Δt in esame e l'area di interesse, $P_{\Delta t}$ è il volume totale

Figura 11.12

Procedura per il calcolo dello Standardized Precipitation Index.

delle precipitazioni, $E_{ta_{dt}}$ è il volume totale dell'evaporazione dal suolo, dalle zone umide e dai corpi idrici naturali e dalla traspirazione delle piante, $ExtIn_{dt}$ è il volume idrico entrante/uscente dai territori limitrofi nell'area di interesse e ΔS_{dt} è la variazione della quantità di acqua immagazzinata nel suolo, nella coltre nivale, nei corpi idrici sotterranei e negli invasi naturali e artificiali.

Occorre sottolineare che il WEI+ non tiene conto del deflusso ambientale (*environmental flow* o *e-flow*) necessario per il raggiungimento e il mantenimento degli obiettivi della Direttiva Quadro sulle Acque (DQA) 2000/60/CE e dunque non può essere considerato di per sé un indicatore rappresentativo dello stress idrico secondo la prospettiva indicata dalla DQA.

Dalla formulazione matematica del WEI+ emerge chiaramente come tale indice necessiti di una stima affidabile di numerosi elementi (precipitazione, evapotraspirazione, volumi idrici entranti/uscenti dall'area di interesse, immagazzinamento, prelievi e restituzioni), stima non sempre facile da ottenere e spesso affetta da grande incertezza per due motivi fondamentali:

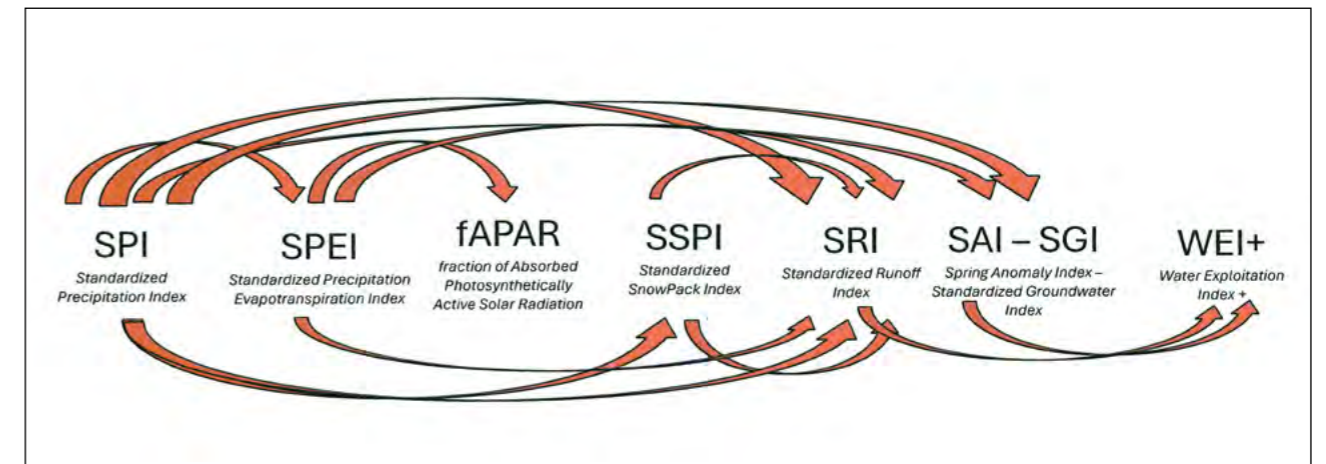
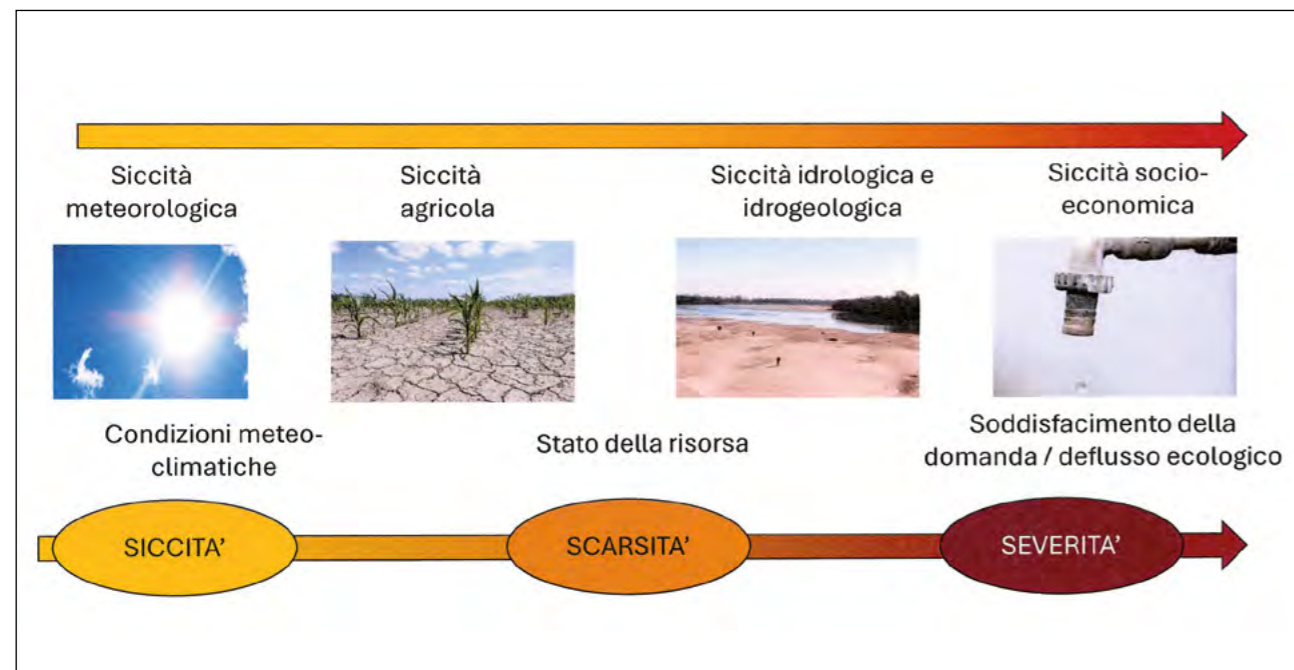
- procedure standard di tipo modellistico per la stima dell'evapotraspirazione potenziale, come ad esempio l'utilizzo del modello di Thornthwaite (1948), possono essere poco rappresentative dei reali processi che avvengono all'interfaccia suolo-atmosfera;

- in molti casi mancano dati misurati e/o stime attendibili di grandezze fondamentali per la stima del WEI+ quali i prelievi o il volume idrico entrante/uscente dai territori limitrofi all'area di interesse

Un aspetto che riteniamo importante sottolineare riguarda la rappresentatività degli indicatori riportati in Tabella 11.1 rispetto al monitoraggio degli eventi siccitosi.

Come sottolineato anche nell'introduzione a questo volume è di fondamentale importanza concettualizzare un evento siccitoso come un processo che si dispiega nel tempo con modalità che dipendono da innumerevoli fattori spesso di carattere locale, dalla meteorologia, all'idrologia e idrogeologia, fino ai sistemi di approvvigionamento idrico, come rappresentato nello schema di Figura 11.13.

Figura 11.13
Rappresentazione schematica dell'evoluzione di un evento siccitoso.



Gli indicatori riportati in Tabella 11.1 possono essere efficacemente utilizzati per rappresentare le singole componenti dell'intero processo mostrato in Figura 11.13. Tuttavia, nell'ottica di un utilizzo di tali indicatori in un contesto di *governance* occorre identificare anche le relazioni (sia spaziali che temporali) che sussistono tra i diversi indicatori, come rappresentato in Figura 11.14.

In sostanza occorre identificare una catena di relazioni (rappresentabile quantitativamente mediante modellistica appropriata), specifica per l'area e l'orizzonte temporale di interesse, che metta in relazione nello spazio e nel tempo i diversi indicatori proposti. Questo punto è di particolare rilevanza anche alla luce della recente introduzione di nuove norme che stanno modificando in maniera significativa la gestione delle emergenze e la pianificazione:

Figura 11.14
Possibili relazioni tra indicatori di siccità e scarsità idrica.

1 Il D.L. 115/2022 del 9/8/2022 convertito nella L. 142/2022 del 21/9/2022. All'art. 15 si legge "Allo scopo di assicurare maggiore efficacia operativa e di intervento, in relazione al rischio derivante da deficit idrico la deliberazione dello stato di emergenza di rilievo nazionale di cui all'articolo 24 può essere adottata anche preventivamente, qualora, sulla base delle informazioni e dei dati, anche climatologici, disponibili e delle analisi prodotte dalle Autorità di bacino distrettuali e dai centri di competenza di cui all'articolo 21, sia possibile prevedere che lo scenario in atto possa evolvere in una condizione emergenziale".

2. Il D.L. 39/2023 del 14/4/2023 convertito nella L. 39/2023 del 13/6/2023. All'art. 3 nel quale si istituisce un "Commissario straordinario nazionale per l'adozione di interventi urgenti connessi al fenomeno della scarsità idrica" si sottolinea il ruolo centrale degli osservatori distrettuali permanenti per gli utilizzi idrici istituiti nei distretti idrografici, modificandone lo *status* giuridico da "struttura operativa collegiale, volontaria e di tipo sussidiario a supporto della gestione della risorsa idrica" a "organo dell'Autorità di Distretto" (art. 11).

Nelle norme prima citate alcuni aspetti risultano di particolare interesse: a) la L. 142/2022 consente la deliberazione dello stato di emergenza per crisi idrica (si veda il Capitolo 3) non solo in relazione allo stato attuale, ma anche in relazione agli scenari evolutivi. Ciò richiama alla necessità di implementare una catena modellistica condivisa tra tutti gli attori in gioco che a partire dal regime meteo-climatico pregresso e prevedibile, sia in grado di seguire l'intero processo di propagazione nello spazio e nel tempo degli eventi siccitosi fino alla valutazione della capacità dei sistemi di garantire gli approvvigionamenti idrici e preservare gli ecosistemi interessati; b) gli Osservatori permanenti per gli utilizzi idrici (si vedano a tal proposito il Capitolo 2 e il Capitolo 3) assumono, e probabilmente assumeranno ancora più in

futuro, un ruolo chiave nel monitoraggio degli eventi siccitosi, nella gestione delle emergenze e nella pianificazione (anche in relazione alle strategie di adattamento ai cambiamenti climatici). Per l'espletamento delle loro funzioni, gli Osservatori necessitano di strumenti di monitoraggio condivisi e riconosciuti da tutti gli attori in gioco che siano in grado di effettuare valutazioni non solo sullo stato attuale delle risorse idriche e della capacità dei sistemi di approvvigionamento idrico di soddisfare i diversi fabbisogni, ma anche di valutare la possibile evoluzione di un evento siccitoso su un orizzonte temporale di diversi mesi. L'identificazione delle relazioni spazio-temporali tra i vari indicatori per il monitoraggio della siccità assume, dunque, una rilevanza fondamentale in questo contesto.



11.6 Bilancio idrico e stress idrico

Come visto, la forte riduzione riscontrata nel 2022 della disponibilità naturale di risorsa idrica, dovuta alle condizioni prolungate di siccità e alle alte temperature in particolar modo nelle regioni del nord e centro Italia, ha determinato considerevoli impatti socio-economici associati all'uso dell'acqua. Il perdurare della siccità e della riduzione delle risorse idriche, insufficienti a coprire i prelievi per i diversi usi, ha condotto a situazioni di crisi idrica in quasi tutte le regioni centro-settentrionali, che ha finanche comportato l'emanazione dello stato di emergenza nazionale da parte del Governo per queste regioni (si vedano, a tal proposito, il Capitolo 2 e il Capitolo 3 del presente volume).

In realtà le cause che determinano crisi idriche, situazioni di difficoltà nell'approvvigionamento o di stress idrico nel nostro Paese sono molto più complesse, e non possono essere ascritte esclusivamente all'occorrenza di persistenti situazioni di siccità. Occorre considerare il quadro generale della situazione idrica nazionale già connotato da tempo da numerosi, rilevanti e diffusi fattori di debolezza, per lo più di tipo antropico.

Diventa quindi rilevante il tema della valutazione omogenea a scala nazionale dello stress idrico a cui i corpi idrici sono soggetti a causa dei prelievi. Su questo tema, da diversi anni l'ISPRA e l'Istat lavorano congiuntamente per produrre statistiche ufficiali sulle risorse idriche e sui conti (fisici) dell'acqua (bilancio idrico) nel nostro Paese e per l'individuazione e il calcolo di nuovi indicatori, in linea con le richieste nazionali e internazionali.

A supporto dell'iniziativa dell'European Environment Agency - EEA, volta a valutare e aggiornare le condizioni di scarsità idrica in Europa, e degli adempimenti di reportistica previsti dalla WFD (Reporting WISE, 2022), l'ISPRA, con la collaborazione dell'Istat, ha fornito la prima valutazione nazionale omogenea annuale per il periodo 2015-2019 e stagionale per il 2019 del Water Exploitation Index Plus (WEI+; Faergemann, 2012; Mariani et al., 2018). L'indicatore WEI+ misura il rapporto tra la risorsa idrica consumata (ossia i prelievi al netto delle restituzioni) e quella disponibile ed è richiesto dalla Commissione europea laddove i prelievi costituiscono una pressione significativa sui corpi idrici (si veda <https://indicatoriambientali.isprambiente.it/it/risorse-idriche-e-bilancio>).

Le valutazioni per il quinquennio 2015-2019 non mostrano alla scala nazionale una situazione di stress idrico, essendo il WEI+ sempre minore del 20% e compreso tra un minimo di 7.3% per il 2018 e un massimo di 14.7% per il 2017. Passando invece alla scala distrettuale, una prima situazione di stress idrico, ossia di WEI+ maggiore del 20%, è evidente nel 2016 (Fig. 11.15a) per quanto attiene il territorio del Distretto idrografico della Sicilia con un WEI+ del 25.6%, seguito dal Distretto idrografico del fiume Po che, con un WEI+ del 19.1%, evidenzia una situazione prossima allo stress idrico. Passando poi all'anno siccitoso del 2017 (Fig. 11.15b), in cui mediamente circa il 40% del territorio nazionale è stato affetto da siccità, da estrema a moderata, su una scala annuale, il Distretto idrografico

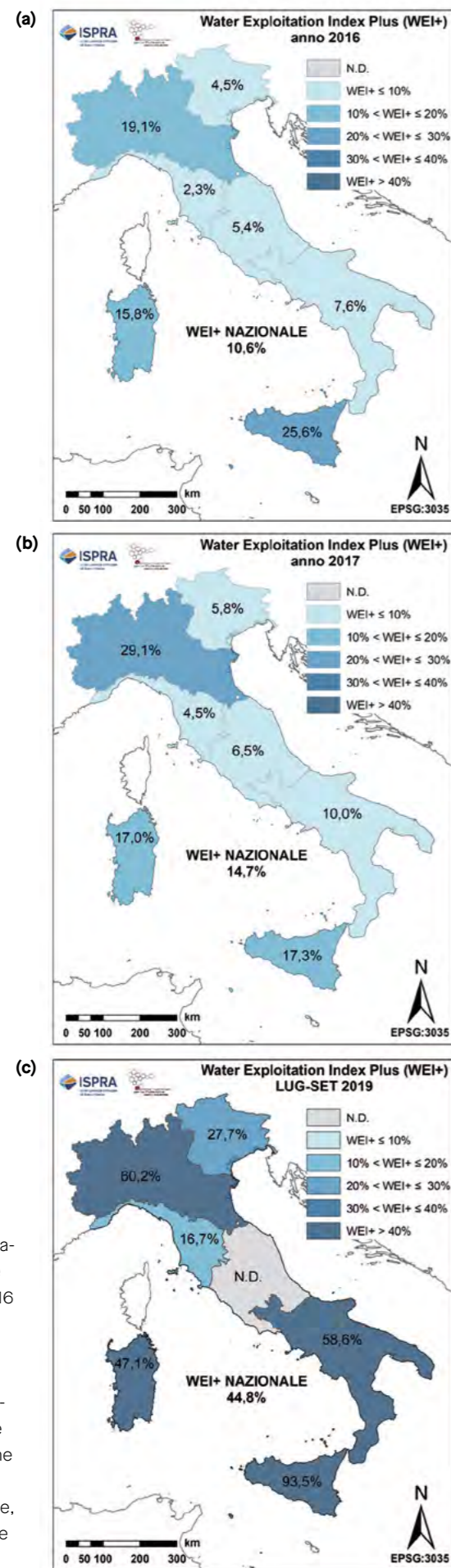


Figura 11.15
Esempi di WEI+ annuale a scala distrettuale e nazionale per il 2016 (a) e per il 2017 (b) e WEI+ stagionale a scala distrettuale e nazionale per il trimestre luglio-settembre 2019 (c). Elaborazione ISPRA-ISTAT su dati ufficiali di livello locale, distrettuale, nazionale e internazionale.

del fiume Po è il solo che risulta essere stato soggetto a stress idrico, avendo un WEI+ uguale a 29.1%. I Distretti idrografici della Sicilia e della Sardegna, con un WEI+ rispettivamente del 17.3% e 17.0%, hanno avuto una condizione prossima a quella di stress idrico. Le altre valutazioni di WEI+ annuale alla scala distrettuale non mostrano condizioni di severità.

Passando alla valutazione stagionale per il 2019 si evidenzia, invece, che sia a scala nazionale che a scala distrettuale, le valutazioni di WEI+ riferite ai trimestri gennaio-marzo, aprile-giugno e ottobre-dicembre non mostrano situazioni di stress idrico. Di contro, le valutazioni di WEI+ per il terzo trimestre luglio-settembre mostrano una situazione di stress idrico per la quasi totalità del territorio nazionale (Fig. 11.15c), con una valutazione complessiva a scala nazionale di stress idrico grave (WEI+ = 44.8%). I Distretti idrografici della Sicilia (93.5%), del fiume Po (60.2%), dell'Appennino Meridionale (58.6%) e della Sardegna (47.1%), che complessivamente costituiscono il 66.4% del territorio nazionale, sono quelli che presentano una condizione peggiore con stress idrico grave. Il fattore predominante per lo stress idrico registrato nel terzo trimestre è il prelievo di risorsa idrica per uso agricolo, che proprio in questi mesi raggiunge il suo massimo. Nel 2019, il prelievo di acqua in Italia per uso agricolo ammonta al 75% dei prelievi totali (fonte Istat). Alla scala distrettuale, nell'estate 2019 l'Istat ha stimato prelievi per uso agricolo superiori alla media nazionale sia nel Distretto idrografico dell'Appennino Meridionale (78%) sia in quello del fiume Po (85%).

Si ritiene utile riportare alcune considerazioni relative alla valutazione dello stress idrico mediante l'indicatore SDG 6.4.2 *Level of water stress: freshwater withdrawal as a proportion of available*

freshwater resources, di cui la FAO è *custodian agency*. L'indicatore SDG 6.4.2 fa parte del set di indicatori dei Sustainable Development Goals (SDGs) dell'Agenda 2030 delle Nazioni Unite utilizzati per valutare il raggiungimento dell'obiettivo 6 di garantire a tutti la disponibilità e la gestione sostenibile dell'acqua e delle strutture igienico-sanitarie. A differenza del WEI+, l'indicatore SDG 6.4.2 è definito, per un assegnato territorio, come il rapporto in percentuale tra il prelievo totale in un determinato anno e la disponibilità naturale rinnovabile annua media (calcolata su un lungo periodo) al netto della risorsa idrica necessaria agli ecosistemi. Pertanto, l'indicatore SDG 6.4.2 tiene conto anche della componente ambientale.

Il calcolo a scala sub-nazionale e nazionale dell'indicatore SDG 6.4.2 è stato effettuato nell'ambito di un apposito accordo tra la FAO e l'ISPRA, con il supporto dell'Istat (FAO, ISPRA e Istat, 2023). La valutazione dello SDG 6.4.2 è stata condotta impiegando gli stessi criteri informativi adottati nel WEI+, ma considerando diverse baseline per la stima della media di lungo periodo della risorsa idrica rinnovabile totale. Utilizzando come baseline l'ultimo trentennio climatologico 1991-2020, il livello di stress idrico annuo medio a livello nazionale per il quinquennio 2015-2019 risulta uguale al 38.3%, un valore classificato come di stress idrico basso (in quanto compreso tra il 25% e il 50%), e va da un minimo nel 2018 (37.0%) a un massimo nel 2017 (40.8%), anno che, come ricordato prima, è stato caratterizzato da una significativa siccità che ha interessato soprattutto il Centro e il Nord Italia in termini di severità idrica. La valutazione a livello distrettuale mostra, invece, che il Distretto idrografico del fiume Po è l'unico a essersi trovato, per tutto il quinquennio, in una condizione di stress idrico medio (ossia con un valore dell'indicatore SDG 6.4.2 compreso tra il 50% e il 75%) con valori compresi tra il

minimo stimato nel 2019 (63.1%) al massimo stimato nel 2017 (70.8%, prossimo al limite inferiore di stress alto; Fig. 11.16). Ciò è dovuto al fatto che il Distretto idrografico del fiume Po è condizionato da un maggior prelievo di acqua per l'agricoltura rispetto agli altri distretti. Un livello di stress idrico basso si rileva nei Distretti idrografici dell'Appennino Centrale, dell'Appennino Meridionale, della Sardegna e della Sicilia.

Da quanto sopra rappresentato, appare evidente come lo stato di severità idrica non sia collegato solo a fattori climatici, in quanto anche in annate non soggette a persistente siccità/deficit di precipitazione e/o con disponibilità idrica superiore al valore medio, i prelievi possono generare condizioni di stress idrico manifeste già a livello distrettuale. Tali condizioni risultano meglio evidenti con un indicatore, quale ad esempio il WEI+, valutato a scale spaziali e temporali di dettaglio. Tuttavia, le informazioni che al momento sono disponibili in Italia non permettono una valutazione omogenea a livello nazionale alla scala temporale mensile e per territori di dimensione inferiore al livello distrettuale, ossia unità di gestione, bacini, sottobacini, etc. Quest'ultimo aspetto risulta, però, fondamentale: i) per una corretta valutazione delle situazioni di stress idrico che

potrebbero non essere evidenti a scala annuale o stagionale e considerando porzioni di territorio troppo estese; ii) per far emergere la variabilità stagionale/intra-annuale; e iii) per una gestione adattiva e sostenibile della risorsa idrica alla scala locale, sempre più soggetta a pressioni climatiche e antropiche.

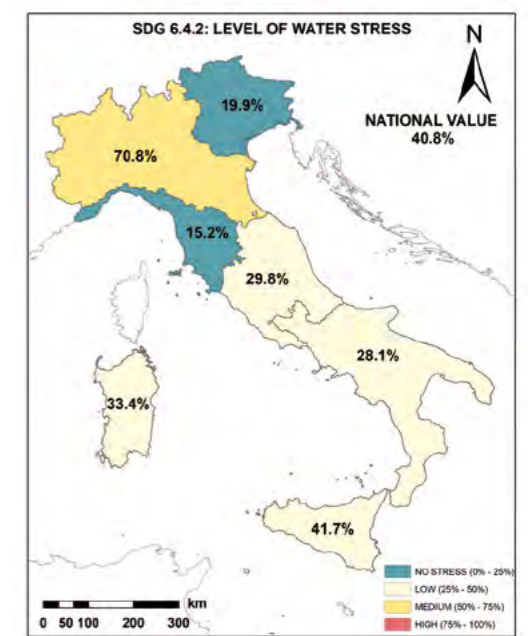


Figura 11.16
Mappa dell'indicatore SDG 6.4.2 disaggregato a scala di distretto idrografico riferita ai prelievi nel 2017 di risorsa idrica per i diversi usi (civile, agricolo e industriale) e alla disponibilità annua media di risorsa per il trentennio climatologico 1991-2020. Elaborazione ISPRA-Istat su dati ufficiali di livello locale, distrettuale, nazionale e internazionale.

Strumenti informatici

a supporto della gestione sostenibile delle risorse idriche

La carenza idrica (*water shortage*) può essere definita la condizione, circoscritta nello spazio e nel tempo, caratterizzata da un'insufficienza della disponibilità di risorsa rispetto alla domanda a essa connessa. Secondo la definizione di Paulo e Pereira (2006) e Pereira et al. (2002): "*Water shortage is also a man-induced but temporary water imbalance including groundwater and surface water over-exploitation...*". Tale concetto è dunque applicabile a sistemi idrici, cioè a quell'insieme di infrastrutture che captano ed eventualmente immagazzinano l'acqua di una o più risorse (superficiali e sotterranee) e la distribuiscono a diverse tipologie di utenza (idropotabile, irrigua, industriale, etc.). La condizione di *shortage* diviene particolarmente grave nel momento in cui si verificano situazioni siccitose per periodi di tempo più o meno prolungati.

È evidente, dunque, come una gestione sostenibile delle risorse idriche, sia in condizioni ordinarie che in condizioni di emergenza, deve necessariamente considerare non solo la variabilità delle forzanti di tipo meteorologico e gli andamenti climatici di medio-lungo periodo, ma anche le caratteristiche infrastrutturali e gestionali specifiche di ogni sistema. I

sistemi di approvvigionamento idrico presenti in Italia, infatti, sono estremamente diversificati sul territorio sia in termini di utilizzatore finale (sistemi a scopo idropotabile, irriguo, idroelettrico, industriale o plurimo) sia in termini di risorsa utilizzata (laghi naturali e invasi artificiali, acque superficiali, acquiferi alluvionali, acquiferi carsici, risorse non convenzionali). Ciò implica che le medesime condizioni meteo-climatiche (ad esempio un deficit pluviometrico intenso che si protrae per un'intera stagione) possono avere impatti molto differenti sui sistemi di approvvigionamento.

Di conseguenza, la vulnerabilità di un sistema ad episodi siccitosi, il rischio connesso e l'efficacia dei singoli interventi ipotizzabili per un aumento della sua resilienza (ad esempio, risorse idriche alternative, riutilizzo acque reflue, interconnessioni, recupero perdite, diminuzione dei fabbisogni, etc.) devono essere valutati alla scala spaziale e temporale del sistema di approvvigionamento e nel più ampio contesto della scala di bacino. Questo tipo di valutazioni sono propedeutiche a un'analisi costi-benefici di dettaglio che prenda in considerazione tre elementi fondamentali:

- **La diversificazione delle fonti** è fondamentale per garantire un servizio idrico efficiente anche in condizioni di siccità. In generale, le fonti superficiali sono maggiormente esposte a variazioni stagionali e inter-annuali, mentre quelle sotterranee garantiscono una maggiore stabilità rispetto alle naturali oscillazioni nello stato delle risorse idriche e una maggiore indipendenza dai fattori climatici, almeno nel breve periodo. In generale le prese da falda profonda sono le più sicure in quanto poco impattate da stagionalità e da eventi che possono invece interessare i sistemi superficiali, sebbene sia più complesso stimarne lo stato e le dinamiche.
- **L'interconnessione tra diversi schemi idrici.** Garantire una ridondanza delle reti di approvvigionamento idrico potabile garantisce una significativa flessibilità operativa e la capacità di assorbire condizioni di stress che possono essere indotte su una o più fonti.
- **Il superamento della conflittualità tra diversi stakeholders,** specie nei sistemi di approvvigionamento a uso plurimo, dovuto anche alla frammentazione di competenze tra vari soggetti gestori.

Nel contesto prima descritto si rende necessario lo sviluppo e l'implementazione di sistemi di analisi e di supporto alle decisioni basati su dati di osservazione e simulazioni in transitorio del bilancio idrico attuale e futuro alla scala dello schema di approvvigionamento idrico, che consentano la valutazione rapida di diversi scenari evolutivi del sistema e la verifica di scenari di intervento a breve, medio e lungo termine. Tali sistemi possono essere utilizzati come base scientifico-tecnologica per favorire un approccio partecipativo (si veda a tal proposito anche il paragrafo 11.9) che coinvolga negli ambiti istituzionalmente preposti tutti gli stakeholders a diverso titolo implicati nella gestione delle risorse idriche.

Tra gli strumenti attualmente disponibili e implementati specificatamente

in diversi contesti nazionali possiamo menzionare i seguenti: INOPIA (sviluppato da CNR-IRSA con il supporto del Dipartimento della protezione civile), SIDIAS (sviluppato dall'Autorità di distretto dell'Appennino Settentrionale), DEWS-PO (sviluppato dall'Autorità di distretto del fiume Po e con il supporto del Dipartimento della protezione civile) e SimBaT (sviluppato dal Dipartimento di ingegneria civile e ambientale dell'Università degli studi di Perugia).

Nel seguito si descrivono brevemente le principali caratteristiche di ciascuno strumento. Per una descrizione dettagliata dei singoli tools si rimanda a Creiamo PA (2022) per i software INOPIA, SIDIAS e DEWS-PO e a Preziosi et al. 2013 per SimBaT.

INOPIA v3.2 (Romano et al., 2017; Romano et al., 2018), tool sviluppato nell'ambito di diversi accordi di collaborazione tra la Presidenza del Consiglio dei ministri – Dipartimento della protezione civile e l'Istituto di ricerca sulle acque del CNR, è uno strumento di supporto alle decisioni basato sul calcolo del bilancio di massa mensile (volumi idrici) di un sistema di approvvigionamento idrico multirisorsa-multiutenza. Caratteristica peculiare di INOPIA (che significa “mancanza” in latino) è la possibilità data all'utente di implementare uno specifico schema idrico mediante alcuni “elementi topologici” caratterizzabili dall'utilizzatore. Esso si configura come Plugin per il software open source QGIS, sviluppato in Python 3 (attualmente 3.7)

Il tool calcola, sulla base delle serie temporali di precipitazione, dei fabbisogni

di ciascuna utenza, delle caratteristiche degli invasi superficiali e sotterranei e delle modalità di gestione del sistema, il bilancio idrico alla scala mensile, identificando il rischio di mancato soddisfacimento dei fabbisogni (deficit) su ciascuna utenza/risorsa o sull'intero sistema. INOPIA utilizza in fase di calibrazione insiemi di dati meteo-climatici osservati; la calibrazione, ottenuta con procedure di tipo statistico, può essere poi utilizzata per simulare scenari di rischio di deficit a breve termine, ovvero per simulare scenari di impatto a medio e lungo termine. Infine il tool ricorre in fase di analisi ad alcuni degli indicatori di siccità descritti nelle “Linee guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica da utilizzare nelle attività degli osservatori permanenti per gli utilizzi idrici” (Mariani et al., 2018). Il manuale di INOPIA v3.2 è disponibile all'indirizzo <http://inopia.gitlab.irsa.cnr.it/inopia-docs/en/index.html>



La finalità dello strumento informatico SIDIAS (Autorità di bacino distrettuale dell'Appennino Settentrionale, 2018), applicativo sviluppato in ambiente PTC MathCad® dall'Autorità di distretto dell'Appennino Settentrionale, è quella di stabilire un percorso oggettivo e codificato in grado di individuare preliminarmente il livello di severità idrica (normale, bassa, media o alta) nelle varie aree di un Distretto idrografico e le conseguenti azioni.

L'applicativo SIDIAS parte dall'assunzione che un certo ambito geografico sia caratterizzabile attraverso l'andamento medio di alcuni indicatori ed è basato su uno schema concettuale così sintetizzabile:

1. Individuazione preliminare di un set di indicatori rappresentativi della disponibilità nelle riserve idriche sotterranee e superficiali, dell'andamento meteorologico (piogge e temperature) e di altri parametri idrologici e idrogeologici.

2. Definizione dell'ambito territoriale di analisi (bacino, sottobacino, etc.)

3. Caratterizzazione dell'ambito territoriale di analisi mediante gli indicatori (meteo climatici, di disponibilità, etc.) ritenuti rappresentativi per l'area in esame.

4. Definizione dei termini temporali della valutazione dello stato di severità idrica dell'ambito territoriale di analisi.

5. Confronto tra i valori “attuali” di ciascun indicatore ed i valori “attesi” per il periodo di analisi.

6. Definizione dell'Indice di severità idrica della condizione idrica per l'ambito territoriale ed il momento considerati.

7. Definizione della Classe di severità idrica attraverso opportune soglie.

Il modello DEWS-PO (Drought Early Warning System-Po), sviluppato dall'Autorità di Bacino distrettuale del fiume Po, è il risultato dell'implementazione della piattaforma Delft-FEWS (prodotto dalla società olandese Deltares) sul bacino del fiume Po. Esso si basa sulla catena modellistica composta dal modello idrologico afflussi-deflussi fisicamente denominato Topkapi (Todini e Ciarpica, 2001), che fornisce le portate in ingresso al modello di bilancio idrico Ribasim (River basin simulation model, <https://oss.deltares.nl/web/ribasim>).

Quest'ultimo schematizza i sistemi idrici in tronchi e nodi; ogni nodo permette di simulare alcune variabili (deflusso del modello idrologico, scambi idrici con la falda, etc.), considerando anche i dati di prelievo irrigui e i rilasci da laghi e invasi, e consente di definire la disponibilità e la distribuzione della risorsa all'interno del bacino in termini di portate medie giornaliere. La catena modellistica Topkapi-Ribasim è alimentata da dati osservati idrometeorologici (precipitazioni, temperature dell'aria) e da prodotti meteorologici previsionali (ECMWF).

Lo strumento di supporto alle decisioni SimBaT - Simulazione Bacino Tevere, sviluppato da DICA-UniPg (Preziosi et al. 2013) è un modello di simulazione per la gestione delle acque superficiali, con possibile interconnessione con le acque profonde, che consente lo sviluppo di scenari di bilancio idrico. Sviluppato e implementato sul bacino del fiume Tevere, si focalizza in particolare sulla gestione di invasi medio-grandi permettendo all'utente di simulare mediante una struttura topologica a nodi e archi la dinamica idrologica del reticolo idrografico naturale e artificiale e le regole di gestione implementate dai diversi gestori.



11.8 L'impronta idrica (water footprint)

11.8.1

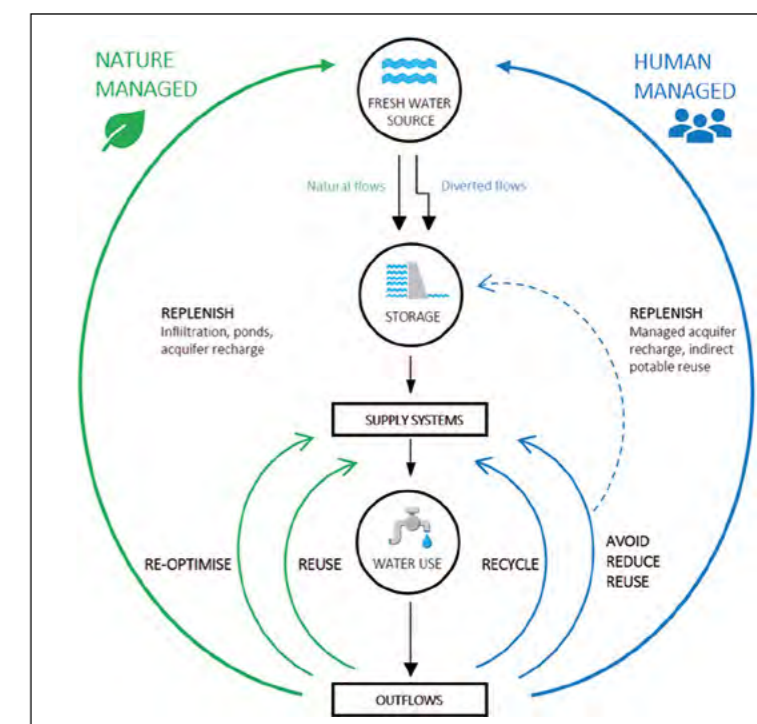
Consumi idrici ed economia circolare

Negli ultimi cento anni, a livello globale, l'utilizzo di acqua è aumentato di circa sei volte. Tale tendenza sembra continuare con un tasso medio annuo di crescita del 1% (UNESCO, 2021). Questi valori, peraltro, potrebbero essere sottostimati dal momento che la disponibilità delle risorse idriche potrebbe diminuire entro il 2050 per gli effetti concomitanti della scarsità idrica e dell'eccessivo sfruttamento delle risorse ambientali.

Da qui la necessità di ripensare i consumi e ad attuare politiche di risparmio idrico, riciclo e riuso secondo il concetto di economia circolare (WBCSD, 2018). L'economia circolare offre un nuovo modo di guardare alle relazioni tra mercati, consumatori e risorse naturali, promuovendo politiche e pratiche sostenibili ed efficienti sotto il profilo dell'utilizzo delle risorse naturali. Una transizione verso un'economia in cui si utilizzano le risorse all'interno di cicli che ne consentano la loro conservazione, incoraggerà un uso più efficiente dell'acqua, mitigando il crescente squilibrio tra fornitura e domanda di risorsa idrica. Nel rapporto tra acqua ed economia circolare, presentato nel Water & Circular Economy White Paper (EMF, 2019), viene evidenziato come i principi dell'economia circolare possano essere applicati alla gestione dell'acqua per affrontare diverse sfide – tra cui scarsità, inquinamento

e uso inefficiente delle risorse – includendo strategie come il riciclaggio e il riutilizzo dell'acqua, il trattamento sostenibile delle acque reflue e l'adozione di *nature-based solutions* (EMF, 2019; Sandu e Virsta, 2021). Nel *Butterfly Diagram* in Figura 11.17, si osserva come il ciclo naturale dell'acqua si possa allineare con quello gestito dall'uomo attraverso le seguenti misure: evitare l'uso (*Avoid*), ridurre l'utilizzo (*Reduce*), riutilizzare (*Reuse*), riciclare (*Recycle*) e restituire l'acqua in modo efficiente ed efficace al bacino (*Replenish*).

Figura 11.17 *Butterfly Diagram* adattato per rappresentare l'acqua nel contesto dell'economia circolare. Nel diagramma, l'acqua è rappresentata da un singolo bacino; nella parte sinistra (*Nature Managed*) è raffigurata l'acqua nel suo stato naturale dove non si verificano usi indotti dall'uomo mentre nella parte destra (*Human Managed*) la circolarità dell'acqua è influenzata dall'azione umana (immagine modificata da Arup; EMF, 2019).



Mentre alcuni consumi idrici sono evidenti, come l'acqua utilizzata per scopi irrigui in agricoltura (attualmente rappresenta circa il 70% dei consumi globali) o quella utilizzata per usi domestici (circa il 10% del consumo globale), altri non sono di così immediata visualizzazione. Per rendere visibili tali consumi di acqua dolce, direttamente e indirettamente correlata a un prodotto o servizio è stato introdotto l'indicatore Impronta Idrica o *Water Footprint* (WF) (Hoekstra e Mekonnen, 2012). Valutare l'impronta idrica di prodotti e servizi può essere un passo verso la realizzazione di un modello di economia circolare efficiente e

sostenibile, dove è necessario pianificare le interazioni tra produzione di beni e servizi e ciclo naturale dell'acqua (Sandu e Virsta, 2021). Sauvé et al. (2021) puntualizzano che le stime dell'impronta idrica devono essere adeguate a integrare meglio i concetti di economia circolare e ridurre l'attenzione sulla quantificazione del consumo idrico: ciò che conta non è tanto la produttività, ma da dove proviene l'acqua, il suo destino dopo l'uso e quanto il suo utilizzo sia circolare e sostenibile. A tale scopo, la *water footprint* si può definire un utile strumento per monitorare l'utilizzo dell'acqua insieme agli impatti diretti e indiretti.

Definizione e stima dell'impronta idrica

La WF è dunque un indicatore che quantifica l'utilizzo volumetrico di acqua dolce per unità di prodotto o servizio dato dalla somma del consumo di acqua diretto (o operativo) e di quello indiretto (o uso della catena di fornitura), evidenziando dunque il legame tra produzione di beni e servizi e il ciclo globale dell'acqua (Hoekstra e Mekonnen, 2012).

La definizione di *water footprint* (WF) è nata nel 2002 nell'ambito delle attività promosse dall'UNESCO-IHE Institute for water education (Chapagain e Hoekstra, 2003; Chapagain e Hoekstra, 2004). Nasce dalla rielaborazione del concetto di *virtual water content* (Allan, 2003) in cui il termine virtuale considera che la maggior parte dell'acqua utilizzata per realizzare un prodotto non è contenuta fisicamente nel prodotto stesso, ma è consumata durante le fasi della sua produzione. Mentre il *virtual water content* fa riferimento esclusivamente al volume di acqua necessario alla produzione di un bene o servizio, la WF fa riferimento al tipo di acque utilizza-

te (blu, verde, grigia), alla localizzazione geografica dei punti di captazione e al periodo in cui l'acqua viene utilizzata; ad esempio, se l'acqua viene prelevata da un luogo o in un periodo in cui le riserve scarseggiano, le conseguenze saranno più significative. In particolare, la dimensione spazio-temporale di questo indicatore lo rende uno strumento in grado di aiutare a comprendere meglio il carattere globale del tema della disponibilità di acqua dolce e a quantificare gli effetti sul consumo dell'acqua generati dalla produzione e dal consumo di beni e servizi (ARPAE Emilia-Romagna, 2020). Nel 2012 la WF viene inserita insieme a *Ecological Footprint* e *Carbon Footprint*, in una nuova definizione di *Footprint Family*, nella quale si vuole determinare una serie di indicatori per monitorare la pressione umana sul pianeta e sotto diverse angolazioni (Galli et al., 2012).

Secondo tale metodologia di analisi, il *water footprint assessment* si sviluppa in tre fasi:

- quantificazione e localizzazione della WF di un prodotto o di un processo nel periodo di riferimento;
- valutazione della sostenibilità ambientale, sociale ed economica della WF;
- individuazione delle strategie di riduzione della WF.

Esistono diversi approcci utilizzati per condurre una valutazione dell'impronta idrica (Forin et al., 2018) ma quelli più comunemente utilizzati sono descritti nei seguenti documenti:

1. The Water Footprint Assessment Manual (Hoekstra et al., 2011). La terminologia e la metodologia di calcolo del WF definita nel *The Water Footprint Assessment Manual* contiene lo standard globale per la valutazione dell'impronta idrica sviluppato dal Water Footprint Network (2024), fondato nel 2008 con l'obiettivo di dimostrare come la valutazione dell'impronta idrica possa dare supporto per un uso sostenibile dell'acqua.

2. ISO 14046 "Environmental management - Water Footprint - Principles, requirements and guidelines" (ISO, 2014). La ISO 14046 fornisce principi, requisiti e linee guida per condurre e rendicontare la WF come valutazione singola o come parte di una valutazione ambientale più completa; l'analisi si basa su un approccio basato sul Ciclo di Vita (*Life Cycle Assessment*, LCA) che tiene conto della gestione dell'acqua lungo l'intera catena produttiva, a partire dall'estrazione delle materie prime fino al trattamento di fine vita (*European Standards*; Ente Italiano di Normazione, 2017).

Mentre il modello proposto dal Water Footprint Network offre un quadro più am-

pio in cui la *WF assessment* può essere studiata con un focus diverso (prodotto, produttore, consumatore o localizzazione geografica) e da diverse prospettive (sostenibilità ambientale, sociale equità, efficienza delle risorse o rischio idrico), lo standard internazionale ISO 14046 valuta l'entità dell'impatto sull'acqua di prodotti, processi e organizzazioni basate sui principi del LCA (Forin et al., 2020; Vanham, 2018).

Secondo il metodo del Water Footprint Network, la WF viene definita come indicatore multidimensionale, espresso in termini di volumi, risultante della sommatoria di tre componenti:

- **Blue Water:** si riferisce al volume di prelievo di acque superficiali e sotterranee destinate a un utilizzo per scopi agricoli, domestici e industriali; è la quantità di acqua dolce che non torna a valle del processo produttivo nel medesimo punto in cui è stata prelevata o vi torna, ma in tempi diversi.
- **Green Water:** è il volume di acqua piovana che viene immagazzinata nella zona radicale del terreno ed evaporata, traspirata o incorporata dalle piante; è particolarmente rilevante per i prodotti agricoli, orticoli e forestali.
- **Grey Water:** rappresenta il volume di acqua inquinata, quantificata come il volume di acqua necessario per diluire gli inquinanti al punto che la qualità delle acque torni sopra gli standard di qualità.

Ad oggi continua un acceso dibattito tra le comunità che utilizzano la metodologia del WF Network e del LCA, partendo proprio dalla definizione dell'indicatore di

impronta idrica (Gerbens-Leenes et al., 2021). Il termine “impronta idrica” è definito come “volume di acqua dolce utilizzato per produrre beni e servizi” nella comunità WF (Hoekstra et al., 2012), mentre viene indicato come “metriche che quantificano i potenziali impatti ambientali legati all’acqua” nella LCA (ISO, 2014). In altri termini, gli scienziati del WF Network si concentrano sulla gestione dell’acqua e sull’analisi volumetrica del consumo idrico e dell’inquinamento, con una visione globale, gli esperti LCA evidenziano l’importanza di una valutazione dell’impatto, in particolar modo a livello locale. Per un approfondimento sui punti di disaccordo, somiglianze, sfide comuni e tentativi di armonizzare le due metodologie, si può fare riferimento a Lathuillière et al. (2018) e a Gerbens-Leenes et al. (2021).

Indipendentemente dall’approccio adottato, si deve considerare che nonostante

l’indicatore di impronta idrica possa essere associato a molteplici settori e variare in funzione del tipo di valutazione ambientale per la quale la si utilizza, delle modalità di gestione delle risorse idriche, delle scelte di consumo e delle normative adottate, il suo utilizzo rimane ad oggi limitato. La formalizzazione del concetto di WF non è ancora completa e alcune limitazioni, come la complessità del suo calcolo e la disponibilità dei dati, devono ancora essere superate (D’ambrosio et al., 2020a; Vanham e Bidoglio, 2013). Inoltre, le tre componenti della metodologia del WF Network (acque verdi, blu e grigie) non possono essere considerate sullo stesso piano economico, sociale e ambientale. Per esempio, la componente blu è la più importante per le questioni decisionali, perché rappresenta un costo diretto per la società mentre la componente grigia ha maggiore rilevanza dal punto di vista ambientale (Lovarelli et al., 2016).

Impronta idrica in Italia

A livello nazionale, la principale percentuale della WF è da attribuirsi alla produzione agricola (85%), seguita dalla produzione industriale e dall’uso domestico. La maggior parte dell’impronta idrica è da associarsi ai prodotti alimentari (89%). Tuttavia, è importante sottolineare come questi dati si basino solo sulla valutazione di volumi d’acqua e non direttamente sull’impatto sulla risorsa idrica (Bonamente et al., 2017; Antonelli et al., 2014).

Diversi gruppi di ricerca di enti nazionali e università si occupano dello studio dell’impronta idrica in campo agricolo e alimentare (fra gli altri: Agnusdei et al., 2022; Bocchiola et al., 2013; Bonamente et al., 2016; Capone et al., 2013; D’Ambrosio et al., 2018; Kersebaum et al., 2016). La letteratura, tuttavia, annovera pochi studi che includono la valutazione della sostenibilità ambientale della WF.

Un esempio a scala di bacino idrografico, della valutazione della sostenibilità dell’uso della risorsa idrica attraverso gli indicatori della WF è stato presentato da D’Ambrosio et al. (2020a; 2020b). Gli autori hanno integrato la metodologia proposta da Hoekstra et al. (2011) con il modello eco-idrologico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*; Arnold et al., 1998) e dati di monitoraggio (portate e concentrazioni di nutrienti). L’applicazione della metodologia al bacino idrografico del Canale D’Aiedda (Taranto) ha consentito di quantificare le componenti della WF per ciascuna produzione agricola e di valutare la WF_{grey} da agricoltura e da fonti puntuali (impianti di depurazione urbani). Nell’area di studio, le fonti puntuali sono risultate responsabili per circa il 90% della WF_{grey} relativamente ai nutrienti azoto totale (TN) e fosforo totale (TP) (Fig. 11.18).

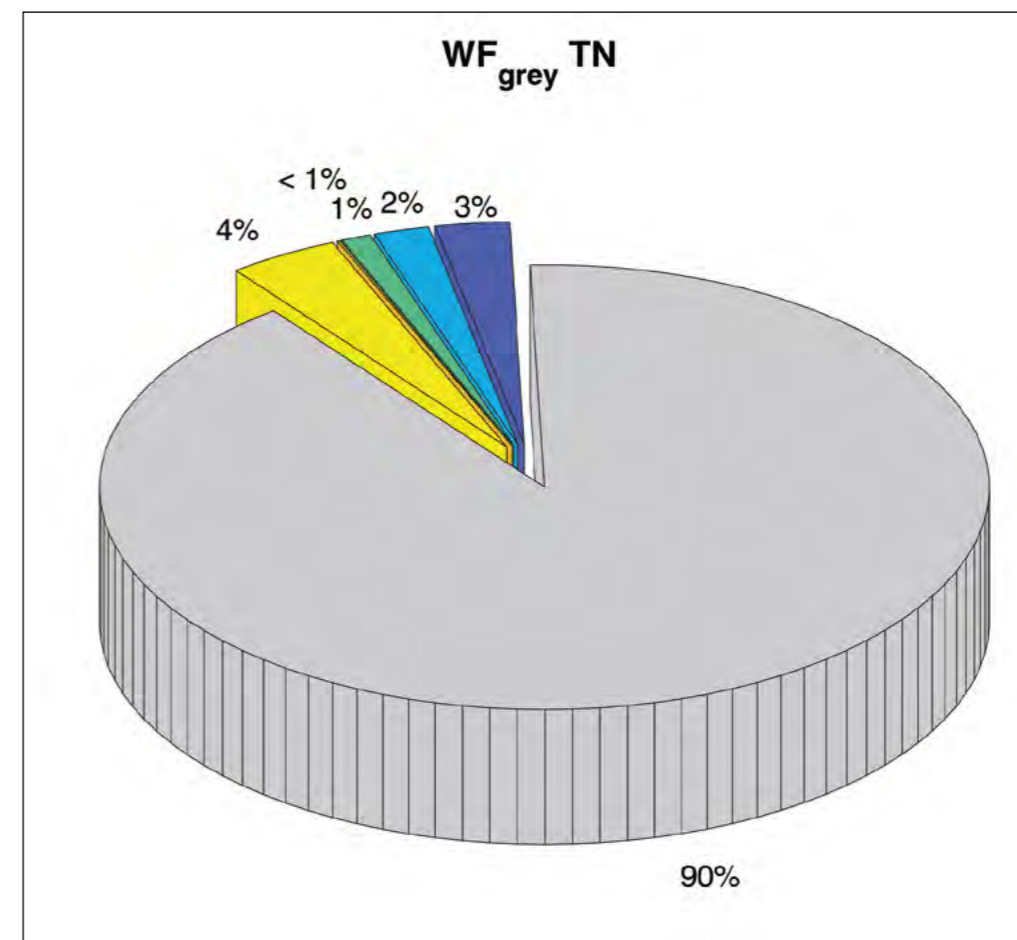
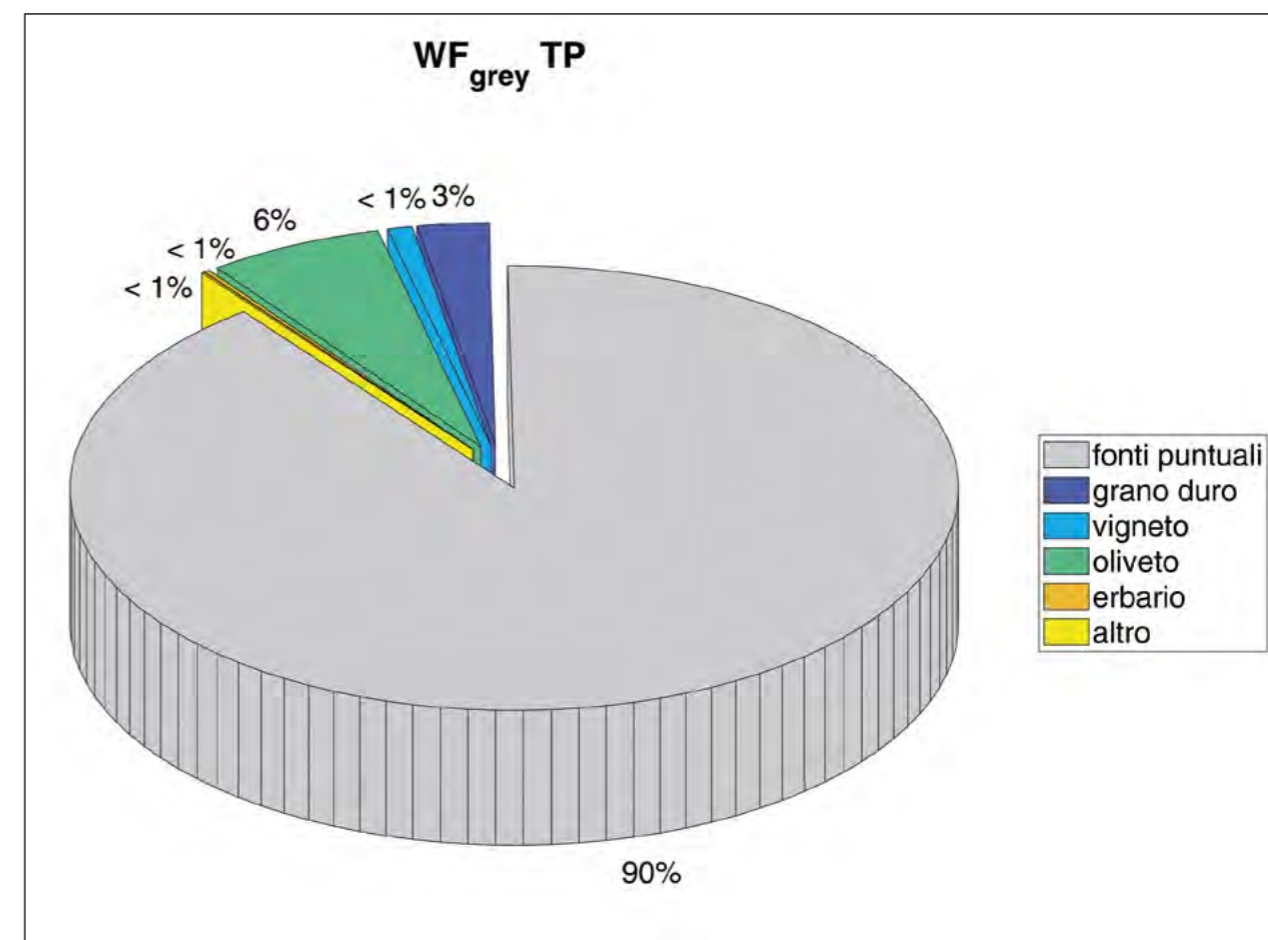


Figura 11.18
Media annuale della WF_{grey} relativa ai nutrienti azoto totale (TN) e fosforo totale (TP) valutata a scala di bacino idrografico per il Canale D’Aiedda (Taranto). Modificata da D’Ambrosio et al., (2020b).



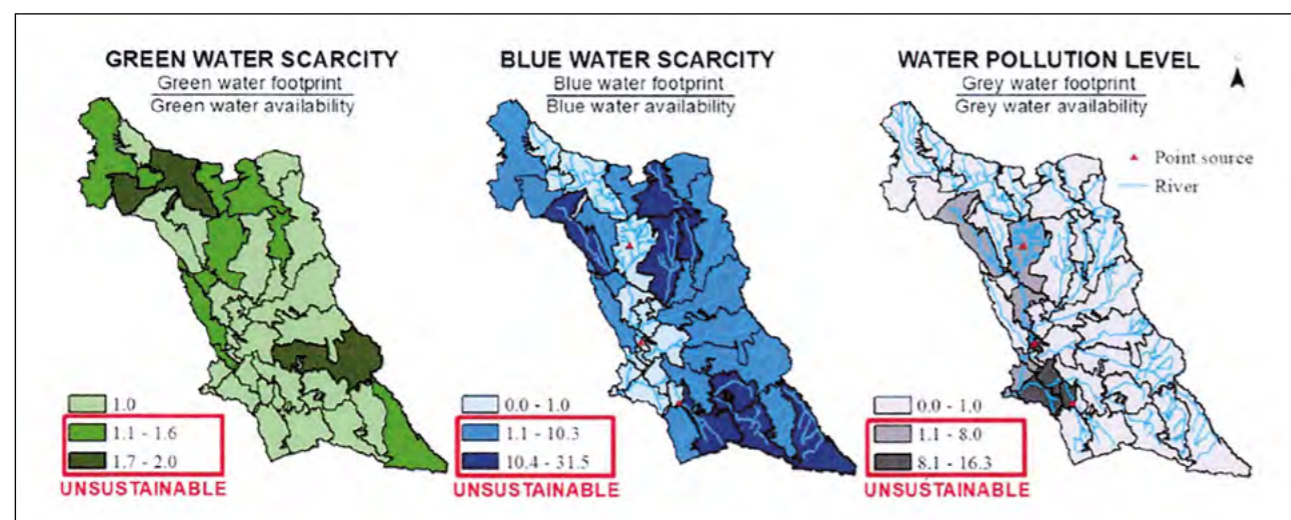
D'Ambrosio et al. (2020b) hanno valutato la sostenibilità di ciascuna componente della WF mediante confronto di queste ultime con i valori massimi consentiti dalle condizioni ambientali dell'area di studio. A tal fine, gli autori hanno stimato gli indicatori della *green water scarcity* (WS_{green}), *blue water scarcity* (WS_{blue}) e il *water pollution level* (WPL), definiti dal rapporto tra la singola componente della WF e la corrispondente disponibilità, *water availability* (WA_{green} , WA_{blue} , WA_{grey}).

Lo studio, basato sulla metodologia definita dal WF network (Hoekstra et al., 2011), ha evidenziato che nel bacino idrografico del Canale D'Aiedda l'attuale uso della risorsa idrica non è sostenibile. In particolare, la

WF_{grey} non è sostenibile in quanto il deflusso naturale non è sufficiente a diluire gli inquinanti (azoto e fosforo) nel rispetto degli standard ambientali. Analogamente, la WF_{green} non è sostenibile, evidenziando così la necessità di un incremento dell'estensione delle aree naturali per garantire e supportare la biodiversità. La stima della WF e la valutazione della sostenibilità a differenti scale temporali e spaziali (i.e. bacino, sottobacino) hanno consentito di individuare i periodi dell'anno particolarmente critici per ciascuna componente e le aree del bacino idrografico che necessiterebbero di interventi (cambiamenti di uso del suolo, *best management practices; nature based solutions*) (Figura 11.19).

Figura 11.19

Valutazione della sostenibilità a scala di sottobacino relativa al Canale D'Aiedda (Taranto). Modificata da D'Ambrosio et al. (2020b).



Impronta idrica a livello europeo e globale

Nell'*Official Journal of the European Union* (EU, 2023), viene riportato un documento (*own-initiative opinion*) della European Economic and Social Committee (EESC) (<https://www.eesc.europa.eu/en>) sul tema 'Water efficient consumption and consumer awareness about their water footprint' (2023). Il testo sottolinea l'urgente necessità di agire per promuovere pratiche di consumo idrico efficienti e sensibilizzare i consumatori sugli impatti ambientali del loro utilizzo dell'acqua. Il EESC raccomanda lo sviluppo di politiche e misure a livello

nazionale e dell'UE per incentivare prodotti e servizi efficienti dal punto di vista idrico, migliorare i sistemi di etichettatura dell'acqua e integrare considerazioni sull'impronta idrica nelle pratiche degli appalti pubblici. Viene evidenziata non solo l'importanza di coinvolgere i diversi portatori di interesse, tra cui imprese, organizzazioni della società civile e istituti di istruzione, ma anche la necessità di cooperazione e collaborazione internazionale per affrontare le sfide idriche a livello globale, compresa la condivisione di migliori pratiche, dati e tecnolo-

gie relative alla valutazione e alla gestione dell'impronta idrica.

Nonostante sia in corso un dialogo attorno al tema dell'impronta idrica, testimoniato dall'articolo prima citato, non sembra esistere ancora una politica unificata specifica a livello dell'Unione europea come potrebbe esistere per altre questioni ambientali. Tuttavia, l'UE ha adottato diverse misure e iniziative che, affrontando obiettivi più ampi di gestione sostenibile dell'acqua, efficienza delle risorse e protezione ambientale, buone pratiche nell'industria e soprattutto nell'agricoltura, sono fondamentali per ridurre l'impronta idrica complessiva. Tra queste possiamo menzionare:

- **Direttiva Quadro sulle Acque**

(https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-framework-directive_en).

- **Politiche sull'ambiente e sul cambiamento climatico**

ad esempio, l'Agenda europea per la crescita sostenibile (*European Green Deal*, https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en).

- **Piano d'azione per l'economia circolare**

(*Circular Economy Action Plan*, CEAP (https://environment.ec.europa.eu/strategy/circular-economy-action-plan_en)).

- **Iniziative dell'UE sull'acqua**

ad esempio, la *European Union Water Initiative*, EUWI (<https://www.oecd.org/environment/partnership-eu-water-initiative-euwi.htm>).

- **Programmi di ricerca e finanziamento**

ad esempio, *Horizon Europe*, *Life* (Progetti VITISOM, DRIVE, (https://research-and-innovation.ec.europa.eu/funding/funding-opportunities/funding-programmes-and-open-calls/horizon-europe_en)).

- **Obiettivi di sviluppo sostenibile**

(*United Nations Sustainable Development Goals*, SDG <https://sdgs.un.org/goals>).

Riguardo quest'ultimo punto, l'UE si impegna a raggiungere gli obiettivi di sviluppo sostenibile dell'ONU, che includono obiettivi relativi all'acqua e alla gestione sostenibile delle risorse idriche. Come

esempio, a sostegno del SDG6 (*Clean water and Sanitation*), alla COP26 del 2021 è stata lanciata la *Glasgow Declaration for Fair Water Footprints* (Partnership) (https://research-and-innovation.ec.europa.eu/funding/funding-opportunities_it), un'iniziativa per la sicurezza idrica condivisa.

Per quanto riguarda il testo di riferimento, la Commissione europea nella sezione "*Knowledge for policy. Supporting policy with scientific evidence*" (EC, 2021), riporta la definizione di *Water Footprint* ricorrendosi al manuale di Hoekstra, *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. Il manuale è una guida completa che fornisce un approccio standardizzato per valutare l'impronta idrica e promuovere un processo decisionale informato.

Anche su scala globale esistono varie iniziative, accordi e quadri internazionali che affrontano la gestione e la sostenibilità dell'uso dell'acqua, che influenzano indirettamente l'impronta idrica. Tuttavia, il vasto numero di articoli scientifici e *review* attorno al tema delle *policy* per l'impronta idrica (Ercin et al., 2014; Hoekstra e Mekonnen, 2012; Lathuilière et al., 2018; Vanham e Bidoglio, 2013; Vanham, 2018), indica che esiste un dibattito e un sostegno per una considerazione più esplicita dell'impronta idrica nel quadro delle politiche internazionali per promuovere l'uso sostenibile dell'acqua, gli sforzi di conservazione e il raggiungimento dei SDGs. Vanham e Bidoglio (2013) osservano che la limitazione più importante è il fatto che l'impronta idrica rimane uno strumento parziale da utilizzare in combinazione con altri strumenti analitici o indicatori durante la definizione di politiche integrate. L'infografica presentata in Figura 11.20 offre una visualizzazione d'impatto dell'impronta idrica su scala globale.

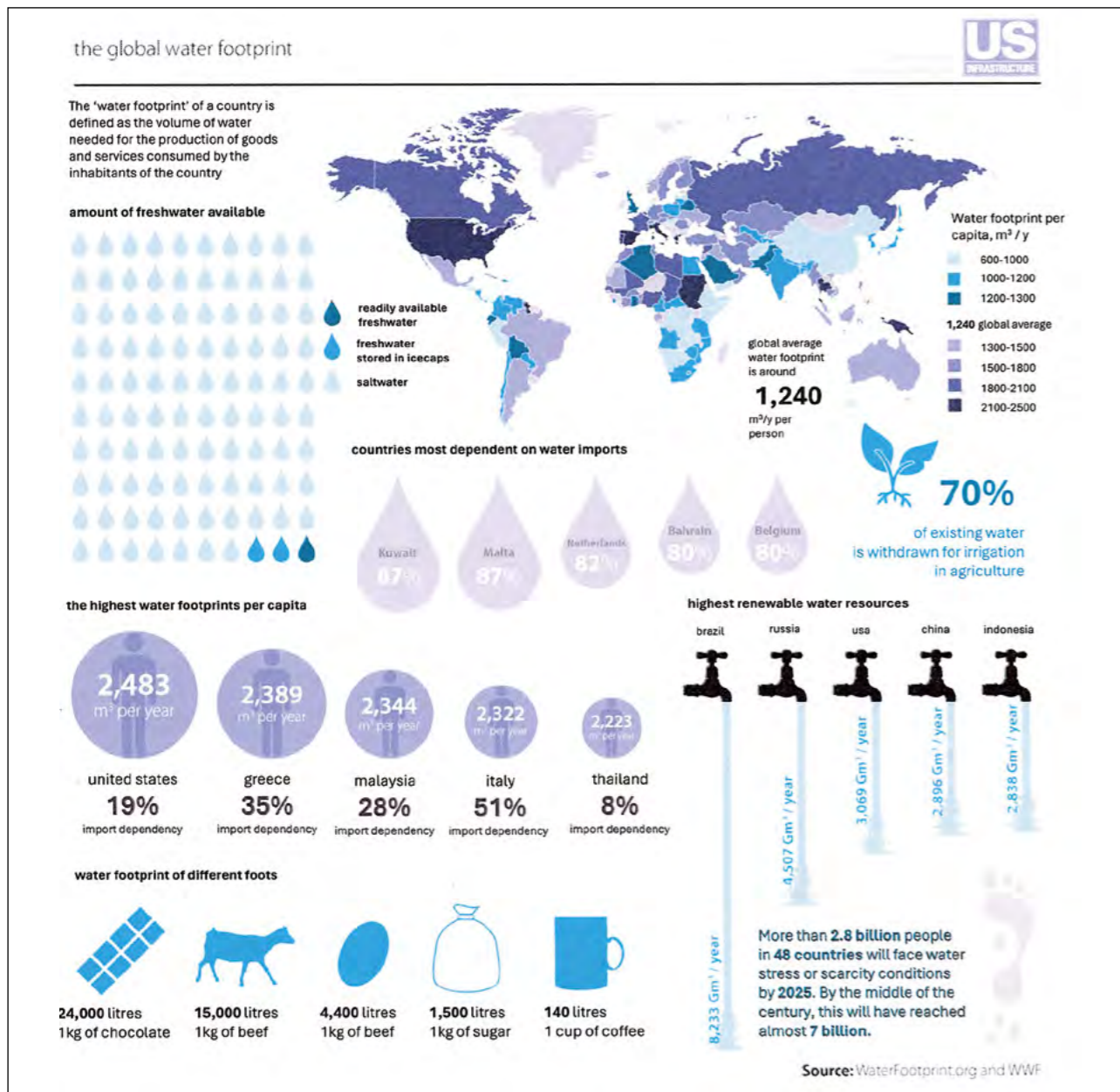


Figura 11.20

Infografica dell'impronta idrica globale (Immagine di Tiffany Farrant - <https://www.flickr.com/photos/gdsdigital/4306320940>).

Fonte: WaterFootprint.org and WWF.

11.8.5

Le domande di ricerca

I casi applicativi riportati in letteratura dimostrano che l'analisi completa della WF alla scala di bacino consente di valutare la sostenibilità dell'uso della risorsa idrica delle produzioni agricole in termini quantitativi e qualitativi. L'approccio metodologico, pertanto, ha un elevato potenziale nella gestione delle risorse idriche e, più in generale, nella gestione dei bacini idrografici consentendo l'individuazione delle principali criticità nell'uso della risorsa idrica, la comparazione di differenti schemi colturali e di testare specifiche strategie per il raggiungimento della sostenibilità. Tuttavia, allo stato attuale, sono state evidenziate numerose limitazioni nella sua applicazione. La procedura per la stima della WF_{grey} è di difficile applicazione per la limitata disponibilità di dati necessari per la sua determinazione e per la mancanza di un metodo standardizzato. La complessità del territorio italiano, costituito prevalentemente da aziende agricole medie e piccole con elevata parcellizzazione dell'uso del suolo, complica ulteriormente il calcolo del carico di inquinanti che raggiungono i corpi idrici per ciascuna coltura. La definizione dei livelli di fondo dei nutrienti e dei valori massimi ammissibili di inquinanti di origine agricola (i.e. agrofarmaci, nutrienti) nei corpi idrici, necessari alla determinazione della WF_{grey} , sono ancora oggetto di dibattito nella comunità scientifica e costituiscono una domanda di ricerca. Analogamente, la procedura relativa alla stima della sostenibilità della WF_{green} richiede approfondimenti finalizzati a definire la WF_{green} , ossia la quantità di acqua che deve essere riservata all'ambiente per preservare la biodiversità. Ulteriori ricerche sono necessarie per definire sia i target (percentuale delle aree naturali) sia la scala spaziale a cui fare riferimento.

Gli studi pubblicati in letteratura hanno dimostrato che l'indicatore della WF è affidabile per stimare i consumi idrici relativi alle produzioni agricole; tuttavia, la valutazione

della sostenibilità dell'uso della risorsa idrica alla scala di bacino idrografico deve necessariamente considerare tutte le attività condotte nel bacino idrografico includendo anche le attività industriali, domestiche e gli allevamenti di bestiame. Ciò rende necessari ulteriori approfondimenti relativi alla stima della WF di tali settori. È necessario, inoltre, tener presente che la WF di ciascuna produzione agricola presenta una variabilità spaziale nell'ambito di un bacino idrografico. Valori dissimili sono stati ottenuti per le singole colture tra le aree montane e pianeggianti soprattutto per bacini di grandi estensioni che presentano variegate caratteristiche ambientali (ad esempio, suoli, clima, pratiche agronomiche). In questi casi, è bene associare al valore della WF, valutato alla scala di bacino idrografico, l'analisi dell'incertezza mentre il calcolo della sostenibilità dell'uso della risorsa idrica dovrebbe essere condotto a scala di maggiore dettaglio (ad esempio, sottobacino).

Nell'ottica di economia circolare, ulteriori studi sono necessari per passare dalla stima delle componenti WF blu, verde, e grigia alla fase successiva di valutazione della sostenibilità, al fine di individuare i consumi idrici non circolari e non sostenibili. Inoltre, è auspicabile un miglioramento dell'approccio metodologico per integrare l'impronta idrica e l'impronta ambientale includendo impatti indiretti come l'inquinamento, consumi energetici, materiali di consumo, etc. Questo consentirebbe di identificare il target "sostenibile" di consumo di acqua e l'impronta ambientale a esso associato. Infine, deve essere oggetto di ricerca nei prossimi anni la stima del "commercio" internazionale di acqua (*virtual water*) e i suoi impatti negativi sulle risorse idriche, suolo, biodiversità ed emissioni, che allo stato attuale sono ancora poco visibili ai legislatori e alla società.

Approcci partecipativi

alla gestione del rischio connesso a eventi siccitosi:

l'importanza del coinvolgimento degli stakeholder

L'individuazione di varie politiche e misure per la gestione del rischio connesso a eventi siccitosi si basa sull'assunto secondo cui esista una sola definizione del fenomeno, quella, cioè, basata sulla conoscenza scientifica. Il fenomeno siccitoso è, in realtà, molto pervasivo e impatta e coinvolge una molteplicità di stakeholder, istituzionali e non, caratterizzati da differenti e ugualmente valide definizioni e interpretazioni del fenomeno siccitoso. Laddove la definizione scientifica definisce la siccità come una condizione meteorologica naturale e temporanea in cui si manifesta una sensibile riduzione delle precipitazioni rispetto alle condizioni medie climatiche del luogo in esame (Wilhite e Glantz, 1985), per alcuni stakeholder (ad esempio, gli agricoltori), la siccità può rappresentare essenzialmente un problema di disponibilità di acqua. Per altri, invece, può essere definito come un problema di ottimizzazione di una risorsa limitata. Le scelte d'azione non sono neutre, ma commisurate alle prospettive e ai quadri di riferimento degli attori chiamati a prendere le decisioni. In sintesi, le differenti definizioni e interpretazioni di un determinato fenomeno possono portare all'adozione di misure differenti da parte dei vari stakeholder (ad esempio, gli agricoltori potrebbero decidere di ridurre i rischi connessi con la siccità incrementando gli emungimenti da falda), con un incrementato rischio di conflitti per l'uso e la gestione della risorsa.

La contemporanea presenza di differenti e ugualmente valide definizioni di un

determinato problema è definita in letteratura scientifica come "ambiguità" (Brugnach et al., 2010). L'ambiguità è stata concettualizzata come un'ulteriore forma di incertezza da prendere in considerazione nei processi decisionali per la gestione del rischio di siccità. In questo caso, l'incertezza è causata dalla consapevolezza che le azioni future degli altri attori coinvolti in tali processi siano in gran parte sconosciute, rendendo difficile prevedere se le scelte prese saranno efficaci o meno, se provocheranno o meno conflitti e, infine, se l'insorgere di conflitti possa creare barriere all'implementazione delle azioni o alla loro efficacia.

Al fine di ridurre questa incertezza e facilitare la gestione del rischio connesso a eventi siccitosi, il coinvolgimento degli stakeholder sin dalle prime fasi dei processi decisionali – ad esempio, nella definizione del problema – sta diventando un approccio consolidato. Tra i vari approcci partecipativi, il presente contributo si focalizza principalmente sulla modellazione partecipativa. Si tratta di strumenti e metodi utilizzati in maniera specifica per supportare i processi di apprendimento individuali e collettivi, che utilizzano la conoscenza degli stakeholder per creare rappresentazioni formali e condivise della realtà (Voinov et al., 2018). Il coinvolgimento degli stakeholder nella fase di modellazione di un fenomeno sta espandendo il ruolo dei modelli, andando oltre la semplice previsione e includendo la co-creazione di conoscenza, il co-desi-

gn delle misure di intervento e i processi di apprendimento individuali e collettivi (Brugnach e Ingram, 2012).

Nonostante il successo dei modelli partecipativi, alcune questioni restano irrisolte. Una di queste riguarda l'integrazione dell'ambiguità nella modellazione partecipativa. La presenza di ambiguità nella percezione del problema da affrontare, tra sviluppatori del modello e utenti del modello, e tra diversi utenti, mette in discussione l'efficacia degli approcci di modellazione partecipativa (ad esempio, Brugnach et al., 2011; Janssen e Munda, 1999). L'ambiguità può essere, al contempo, fonte di creatività nel processo di sviluppo del modello, o motivo di conflittualità elevata. Nell'ultimo caso, le differenti percezioni possono polarizzarsi, non consentendo lo sviluppo di un modello condiviso (Giordano et al., 2017). Sebbene venga comunemente trascurato durante la modellazione, il modo in cui l'ambiguità viene risolta è determinante per la qualità del processo partecipativo a supporto della modellazione, influenzando ciò che viene modellato e i risultati generati (Brugnach e Ingram 2012; Leskens et al., 2014). Ciò è particolarmente vero nelle attività di modellazione partecipativa per la progettazione di politiche ambientali, dove è necessario coinvolgere una pletera di diversi attori decisionali con obiettivi e valori diversi e potenzialmente contrastanti.

Ci si pone, quindi, il problema di quale sia l'approccio più adatto per rappresentare valori, obiettivi e conoscenze diversi in un processo di modellazione partecipativa. Da un lato, rappresentare i diversi contributi potrebbe produrre diversi vantaggi nell'esercizio di modellazione. In primo luogo, l'integrazione di diverse conoscenze consente di sviluppare un modello in grado di tenere conto delle diverse percezioni e interpretazioni di un dato problema. In secondo luogo, potrebbe

avere un effetto positivo sul coinvolgimento a lungo termine degli stakeholder nell'attività partecipativa. Le esperienze accumulate nel corso degli anni mostrano come, nel caso in cui i partecipanti siano in grado di riconoscere il proprio contributo nel modello sviluppato, potrebbero sviluppare un senso di appartenenza verso il modello stesso, garantendo un impegno a lungo termine (Giordano e Liersch, 2012).

D'altro canto, l'integrazione di diverse prospettive nel processo di modellazione solleva diverse questioni. In primo luogo, affrontare le interpretazioni contrastanti dei problemi richiede sforzi da parte degli sviluppatori del modello per raggiungere un consenso tra i partecipanti. In secondo luogo, è necessario tenere conto delle questioni legate alle cosiddette "relazioni di potere". In altri termini, le conoscenze raccolte sono ugualmente importanti o è necessario assegnare dei pesi diversi a seconda delle competenze degli stakeholder nell'ambito del processo decisionale per la gestione del rischio siccità (Giordano e Liersch, 2012; Krueger et al., 2012).

Affrontare le questioni sopra menzionate è della massima importanza al fine di facilitare il processo di modellazione partecipativa e rendere il modello ottenuto adatto a supportare il processo decisionale. Nel corso degli anni, varie esperienze sono state condotte per lo sviluppo di modelli partecipativi per la gestione delle risorse ambientali e dei rischi a esse connessi. Molti dei modelli sviluppati hanno consentito di mappare la complessa rete di relazioni causa-effetto tra le varie componenti del sistema. La Figura 11.21 presenta un Causal Loop Diagram (CLD), costruito con gli stakeholder del bacino dello Jucar (Spagna).

Il grafico mostra la complessità di un modello basato sull'integrazione della conoscenza di vari stakeholder. In esso sono rappresentate le connessioni causa-effetto

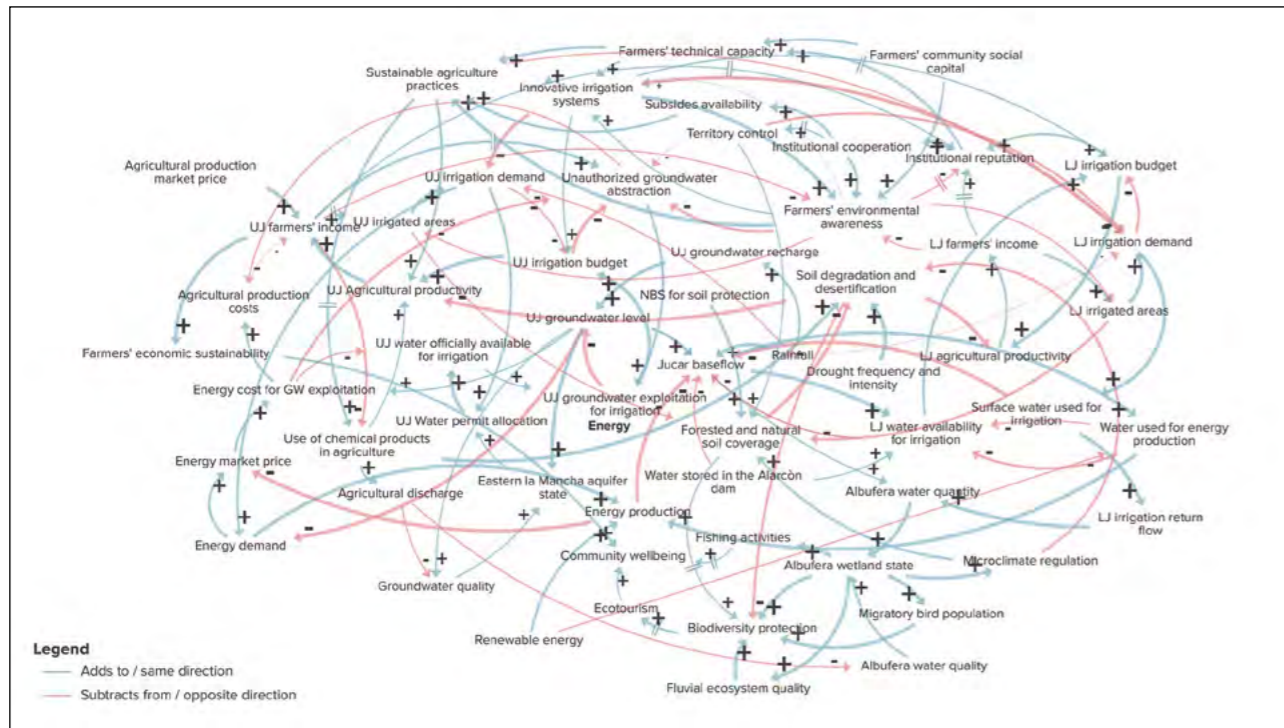


Figura 11.21
Esempio di Causal Loop Diagram (CLD), costruito con gli stakeholder del bacino dello Júcar (Spagna).

tra gli elementi che, secondo la visione degli stakeholder, influenzano la gestione sostenibile del Nexus. I legami possono essere positivi (causalità diretta) e negativi (causalità inversa). Nel caso in cui due variabili siano connesse con un legame positivo, l'incremento dell'una provoca l'incremento dell'altra. In caso di legame causale negativo, l'incremento di una variabile provoca la riduzione dell'altra. L'adozione delle misure di centralità, tipiche

della teoria dei grafi, consente di individuare gli elementi più importanti (centrali), in base alla complessità della rete di legami che li contraddistinguono. Tra le varie misure di centralità, nell'analisi mostrata in Figura 11.21 sono stati presi in considerazione: i) Grado di centralità: questa misura si basa sul numero di connessione di ciascun elemento. Un elemento con alto grado di centralità può facilitare la diffusione degli impulsi nel CLD; ii) Grado di

Tabella 11.3
Esempio di metriche per l'analisi semi-quantitativa di Causal Loop Diagram.

Principali sfide	Metriche	Impatti inter-settoriali
Scarsità idrica	Alto valore di betweenness	Acqua – disponibilità e domanda (irrigazione) Cibo – produzione agricola Ambiente – zona umida dell'Albufera Energia – costi per irrigazione
Degradazione del suolo e desertificazione	Alto grado di centralità	Acqua – domanda Cibo – produzione Ambiente – biodiversità Energia – domanda (irrigazione)
Stato dell'acquifero de La Mancha Orientale	Alto valore di betweenness e alto grado di centralità	Acqua – disponibilità Cibo – produzione Ambiente – ecosistema acquatico Energia – domanda (irrigazione)
Portata del fiume Júcar	Alto valore di betweenness e alto grado di centralità	Acqua – disponibilità Cibo – produzione Ambiente – aree umide ed ecosistema fluviale Energia – produzione
Stato dell'area umida dell'Albufera	Alto valore di betweenness	Acqua – qualità dei corpi idrici Ambiente – qualità dell'ecosistema e biodiversità
Emungimento non autorizzato di acqua di falda	Alto valore di betweenness e alto grado di centralità	Acqua – disponibilità e domanda Cibo – produzione Ambiente – ecosistema acquatico Energia – produzione

betweenness: misura la frequenza con cui una variabile si trova nel percorso più breve tra altri elementi. Elementi con elevato grado di *betweenness* esercitano un controllo sui flussi materiali e di informazioni nel CLD.

L'analisi della rete di connessioni condotta con strumenti di tipo semi-quantitativo come quello mostrato in Figura 11.21, può consentire di identificare le principali sfide da affrontare, come riportato nella Tabella 11.3.

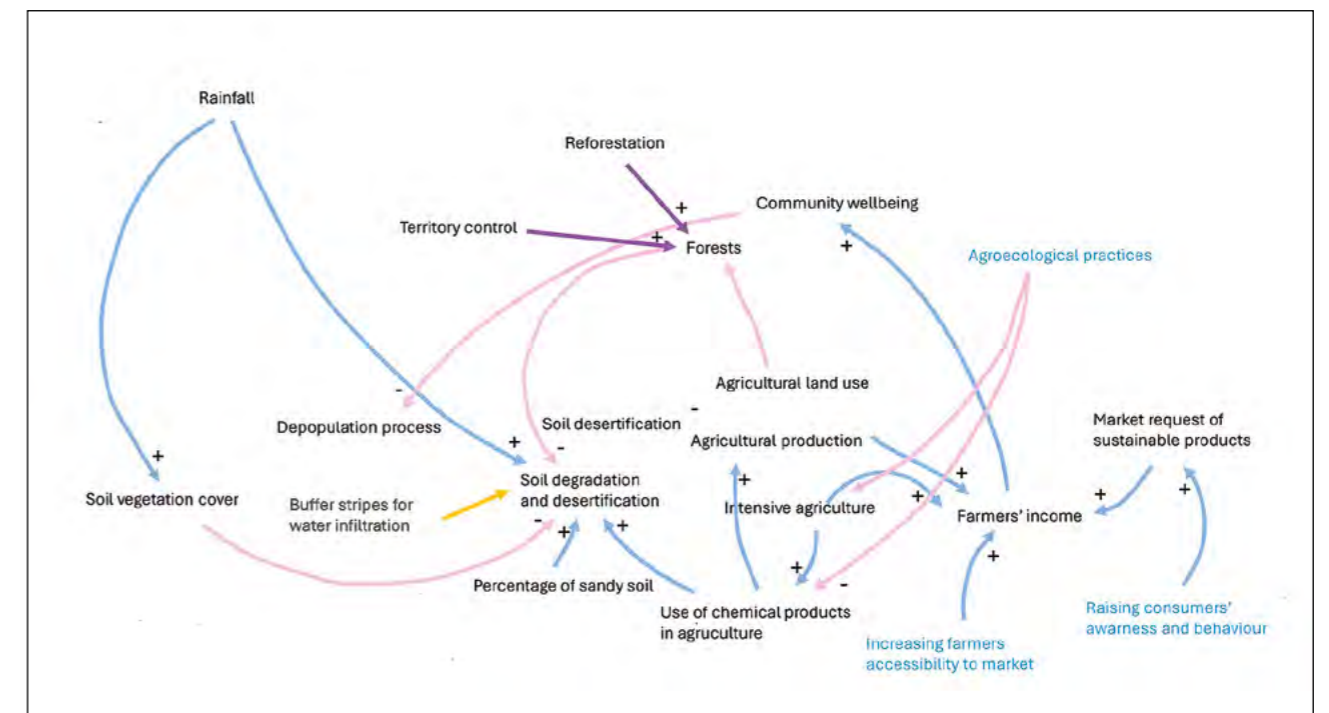
La Tabella 11.3 mostra come la costruzione del modello partecipativo consenta di identificare e analizzare eventuali *trade-off* tra diversi settori e, quindi, sviluppare azioni per la riduzione di possibili conflitti, come indicato nella Figura 11.22, riferita al caso di studio del Basso Danubio. A tal fine, è stato necessario inserire le misure settoriali, definite dagli stakeholder, nel CLD.

Figura 11.22
Connessioni causali che influenzano l'evoluzione dinamica della variabile *Soil degradation and Desertification*.

La figura 11.22 mostra la parte di CLD che influenza il valore della variabile "degradazione del suolo e desertificazione". Le misure individuate dagli stakeholder

per affrontare questa sfida sono 1) controllo del territorio; 2) riforestazione; 3) introduzione di fasce tampone. Essa mostra, ad esempio, come l'implementazione della misura "riforestazione" può incidere sull'utilizzo agricolo del suolo e, quindi, sulla produzione di cibo. Adottare una prospettiva di Nexus implica identificare questi *trade-off* intersettoriali e definire misure per mitigare/eliminare questi *trade-off*. Ad esempio, per quanto riguarda la "riforestazione", una possibile misura di mitigazione del *trade-off* nei confronti della produzione agricola riguarda l'introduzione di pratiche irrigue innovative, in grado di incrementare la produzione, a fronte di una riduzione delle aree coltivate.

Possiamo concludere affermando che il coinvolgimento degli stakeholder nello sviluppo di politiche per la gestione del rischio di siccità comporta necessariamente un incremento degli sforzi necessari per lo svolgimento delle fasi iniziali del processo. In compenso, l'identificazione precoce di eventuali conflitti consente di facilitare l'implementazione delle politiche e di incrementarne l'efficacia.



Verso un'autoetnografia riflessiva

Caratterizzare gli utilizzi dell'acqua all'interno di un modello di bilancio idrico, con le necessità di quantificare captazioni, distribuzioni, perdite della risorsa; ma anche, quasi in una migrazione dal naturale al culturale, di determinare fabbisogni e, ancora, di individuare forme partecipate di *governance* e modalità comunicative per consumatori consapevoli, è un prerequisito alla corretta definizione delle dinamiche di disponibilità e uso della risorsa. Ma è anche produzione di un enunciato, che per dirla con i linguisti, è contemporaneamente 'costativo', cioè descrittivo di uno stato di fatto e 'performativo' cioè capace di trasformare la condizione che si descrive. Infine, per dirla con Michel Foucault (Foucault, 1971) e aggiungere altre informazioni, è anche evento concreto di un ordine del discorso. All'interno di un ordine del discorso, cioè dell'insieme di regole e procedure che lo governano, chi ha competenza, conoscenza, autorevolezza e potestà, enuncia, in una sede propria e con linguaggio adeguato, ciò che si ritiene vero e che si vuole affermato. Riconoscere tutto ciò consente di criticare ogni volontà di verità preconstituita, mettendo in luce come si sono formate pratiche e ideologie di potere e come è possibile rovesciare forme di esclusione: ha valenza epistemologica e politica.

Nel parlare di acqua, concentrarsi sugli utilizzi della stessa è una scelta di campo

funzionale a una circoscrizione, ritenuta pertinente, logica e plausibile dell'oggetto della ricerca. Ma tematizziamo proprio questa apparente e banale verità. L'antropologia culturale, poiché ha a che fare con modelli culturali e *habitus* comportamentali che agiscono le volontà e gli atti, individuali e collettivi, tanto più efficacemente quanto più rimangono inconsci, si trova spesso a focalizzare e a problematizzare ciò che si dà per ovvio e per scontato, e a smontare queste categorie nei processi che le costruiscono.

Occuparsi degli utilizzi comporta la ri-semantizzazione dell'elemento in questione: l'acqua, per la quale ci si concentra intorno alla sua dimensione di risorsa. Per quanto riguarda il suo uso, invece, si fa riferimento alle questioni tecnologiche e/o manageriali della sua razionale gestione. La scelta di campo è, ovviamente, legittima. Ma non è neutra, e la possibilità che sia un espediente euristico, che produca cioè un effettivo incremento delle conoscenze disponibili e applicabili, ha a che fare con la consapevolezza delle astrazioni effettuate nel processo di scelta di campo. Ciò sembra poter ridurre il rischio, comunque sempre presente, di riduzionismo gnoseologico che, a volte, comporta la giustificazione dell'esistente piuttosto che l'informata razionalizzazione del reale.

Osservare etnograficamente la scienza in azione, cioè come e perché si delimi-

ta il campo di ricerca e a quali condizioni si sviluppa l'azione dei ricercatori, mostra che il progresso lineare delle conoscenze è solo rappresentazione stereotipica. Il lavoro di ricerca è anche negoziazione tra principi e opportunità, adattamento tra esigenze e disponibilità. E il ricercatore è paragonabile, più che a un astratto e solitario pensatore, a un raffinato e abile *bricoleur* alle prese con la traduzione della sua esperienza in conoscenza utilizzabile (Latour, 1998; Manghi, 2018).

Le questioni inerenti al bilancio idrico e agli utilizzi dell'acqua mostrano complessità di calcolo degli elementi naturali come di valutazione dell'interazione degli attori antropici, che richiedono approcci rigorosi capaci di gettare ponti tra i diversi specialismi disciplinari che il

ricercatore consapevolmente *bricoleur* sa utilizzare. Siamo in una situazione in cui, a ben guardare: i gruppi sociali sono in continua ridefinizione della loro composizione e delle loro strategie; i network agiscono sulla base delle loro dinamiche di influenza; i dati del reale messi insieme dalla ricerca hanno una loro agentività sociale in quanto prodotti all'interno di un ordine del discorso. Una situazione di complessità in cui il *ricercatore-bricoleur* sa de-costruire e ri-costruire l'essenzialità del dato in quanto è consapevole del processo di astrazione che l'ha prodotto. E sa dunque tener conto delle condizioni socio-politiche e delle dimensioni simboliche interagenti con la sua ricerca. E produce una razionalità comprensiva delle potenzialità di conoscenza e di influenza politica (Landri, 2023; Latour, 2005).

La roba acqua

L'acqua è una "roba" in cui elementi materici e dimensioni simboliche sono compenetrati gli uni agli altri. È segno e significato: la sua sostanzialità è, ossimoricamente, storica e relativa. La parola "roba" non sembri qui generica e poco appropriata per il livello di discussione: viene adottata, in maniera epistemologicamente accorta da Ivan Illich che la mutua da *Acqua e sogni* di Gaston Bachelard (1942). L'occasione per scrivere anche sull'acqua viene a Illich, nel maggio del 1984, da un invito a tenere una conferenza a Dallas (Illich, 1988). Comincia ricordando il pluridecennale dibattito cittadino sulla realizzazione di un lago comunale da posizionare in pieno centro allagando vari quartieri. Giustappone, poi Illich, l'affermazione della bellezza di una massa d'acqua al centro città e dei suoi effetti sulla cittadinanza, che è nelle dichiarazioni di tutti i membri delle due fazioni, *pro* e *contra* il laghetto; e il contemporaneo

oblio che si tratti di scarichi di gabinetto riciclati. Con ciò, Illich ci pone di fronte in maniera esemplare l'artificiosa invenzione di una bellezza "naturale", frutto di modelli culturali inconsci e di espliciti interessi speculativi e frutto al tempo stesso di rimozioni delle trasformazioni attuate per lo sviluppo di quelle metropoli. Con sapienza rapsodica, poi, Illich conduce un viaggio attraverso le civiltà e il tempo per sottolineare le forme materiche e simboliche assunte dallo spazio urbano che condizionano la nostra percezione della roba acqua, il ruolo che le acque avevano nella mitologia classica occidentale (il Lete e il laghetto di Mnemosine), le differenze tra gli acquedotti di Roma antica e le moderne *pipeline* a pressione, l'incremento dei consumi idrici legato alle necessità della vita urbana e alla lotta contro le esalazioni e gli odori, l'impatto dei gabinetti privati. Il penultimo capitolo si intitola *Il WC unifica la cultura statunitense*.

Lapidaria la sua conclusione:

«L'acqua nel corso della storia è stata percepita come la roba che irradia purezza: l'H₂O è la nuova roba dalla cui purificazione dipende ora la sopravvivenza umana. H₂O e acqua sono diventate antagoniste: l'H₂O è una creazione sociale dei tempi moderni, una risorsa che è scarsa e che richiede una gestione tecnica» (Illich, 1988).

Una cosa è la "roba acqua", una cosa è la "roba H₂O". La prima accompagna la storia della civiltà occidentale, la seconda è il prodotto appena pluridecennale, di assetti socioeconomici capitalistici e industriali e di forme di insediamento metropolitano. L'acqua risorsa scarsa, ci dice Illich, è invenzione recente legata alle dinamiche di sviluppo capitalistico e metropolizzazione dei territori e delle società.

È opportuno sottolineare qui che il testo di Illich è una pietra miliare del pensiero ecologista: la sua traduzione in italiano fu, infatti, preparata per la prima edizione della Fiera delle Utopie Concrete (Città di Castello, 1988) dedicata, in omaggio alla cosmologia di Empedocle, proprio all'acqua (<http://www.utopieconcrete.it/>).

Lo sguardo etnografico-antropologico sull'acqua mette in luce la necessità di tenere in adeguato conto la sua poliseimia. La roba acqua è la linfa dell'intreccio, ineludibile ma troppo spesso riduzionisticamente obliato, tra natura e cultura, ambiente e uomo, biologia e socialità. L'acqua è materia e soggetto attivo che plasma e determina le società umane per quanto è plasmato da loro. Una serie di coppie oppostive può dar conto, almeno in parte, della varietà e profondità dei significati che l'acqua ha assunto e manifesta per le collettività umane:

**“Fonte di morte/di vita,
quotidiana/straordinaria,
sacra/profana,
normale/termale,
mitica/scientifica,
cittadina/contadina,
interna/esterna,
contenuta/contenente,
immanente/ambiente,
della devozione/della medicina,
dei pellegrinaggi/dei viaggi,
ancestrale/attuale,
banale/miracolosa,
della scienza/delle credenze,
scarsa/eccessiva,
assente/alluvionante,
utilizzata/sprecata,
utilitaristica/antiutilitaristica,
maschile/femminile,
conflittuale/pacificatrice,
minuscola/estesa,
conosciuta/sconosciuta,
visibile/sotterranea.”**

(Breda, 2005)

Le civiltà idrauliche

Rivers of Empire di Donald Worster, (Worster, 1985) nasce con l'idea di produrre puntualizzazioni su un altro libro, il monumentale *Oriental Despotism* di K.A. Wittfogel (1957). Wittfogel ha coniato la locuzione di "società idraulica". Si tratta di un idealtipo, à la Weber e lega la necessità di provvedere a opere idrauliche di accrescimento della produzione con la nascita di un'autorità centralizzata e burocratica: intrinsecamente dispotica. Le sue ricostruzioni storiche sono imponenti e attingono a documentazioni della Cina antica, dell'India indù e musulmana, dell'Egitto dei faraoni, delle società azteca e incaica. La società idraulica e il carattere dispotico dello stato che nasce dalla necessità di dominare la risorsa acqua è stato ed è al centro di un acceso e interessante dibattito tra storici sociali, antropologi, filosofi della politica.

Worster, per accennare alla sua teoria, perfeziona la costruzione storiografica sull'interdipendenza dell'elemento acqua con le forme di potere legate al suo controllo e con le forme assunte dall'organizzazione sociale nel suo complesso, focalizzando tre modelli di organizzazione del governo delle acque: 1) quello legato ai livelli di mera sussistenza delle comunità locali; 2) quello dello Stato agrario, la cui forma classica si ha nelle civiltà già indicate da Wittfogel; 3) quello dello stato capitalistico che si afferma con il modello di sviluppo statunitense e che poi si diffonde attraverso le dinamiche della colonizzazione. Worster propone la locuzione chiave di *hydraulic society* e la interpreta come: «... un sistema sociale basato sulla gestione e il controllo delle risorse idriche in una scala tecnologica di enorme portata, in grado di ridisegnare completamente gli assetti insediativi, produttivi e politici» (Armiero e Barca, 2004).

Alla disputa letteraria telegraficamente riassunta che è stata autorevolmente collocata quale pietra miliare della "storia ambientale" (Armiero e Barca 2004), archeologicamente già ricca, possiamo affiancare altre documentazioni sull'importanza delle tecnologie per la domesticazione dell'acqua. Il primo grande uso delle tecnologie idrauliche iniziò probabilmente subito dopo lo sviluppo delle società stanziali. Tuttavia, nel corso della loro evoluzione verso società progressivamente più complesse, le basi conoscitive e tecnologiche delle stesse società evolvevano, ad esempio, con le acquisizioni legate alle tecnologie del ferro e con lo sviluppo delle scienze matematiche. Questi sviluppi conoscitivi e tecnologici hanno permesso alle civiltà di utilizzare le tecnologie idrauliche in modi progressivamente più sofisticati (Garfinkel et al., 2006). Si può sostenere, così, che le tecnologie di irrigazione abbiano contribuito a incoraggiare o accelerare lo sviluppo di società statali complesse, ovvero di società fortemente soggette a una elevata articolazione organizzativa e di controllo del lavoro. La questione della gestione delle risorse idriche, in sostanza, diventa critica o importante per lo sviluppo dello Stato. Inoltre, tecnologie come quelle di qanāt e acquedotti, entrambe ideate ed elaborate probabilmente dall'età del ferro all'inizio del I millennio a.C., sono ancora in uso oggi, a dimostrazione della rilevanza strategica e della durata di queste infrastrutture idrauliche (al-Jahwari, 2009). Alcuni qanāt e acquedotti utilizzati oggi, infatti, risalgono al periodo romano.

L'ascesa e, soprattutto, la caduta di molte società antiche sono state attribuite all'occorrere di rapidi cambiamenti climatici (Rapid Climate Change - RCC) (si veda

ad esempio, deMenocal, 2001). Uno dei più discussi RCC è l'evento occorso intorno a 4200 anni fa, un periodo di aumento di aridità e raffreddamento, inizialmente ipotizzato da Weiss et al., (1993) come la causa del crollo dell'Impero accadico nella Mesopotamia settentrionale alla fine della prima età del bronzo. A seguire Weiss (1993), il citato evento RCC è stato ampiamente chiamato in causa nei cambiamenti sociali coevi al collasso mesopotamico (Weiss, 2016). Tuttavia, studi archeologici recenti sui siti accadici (Lawrence et al., 2021) hanno rivelato come il collasso socio-politico si sia verificato al culmine di un contesto di tendenza a lungo termine di aumento della popolazione e di urbanizzazione sostenuta, con insostenibile sovrasfruttamento delle risorse ambientali come comprovato dall'estendersi delle coltivazioni verso zone più aride e a rischio di perdita dei raccolti. Lawrence et al. (2021) arguiscono, su queste basi, che l'evento RCC di 4200 anni fa sia occorso durante un periodo di espansione urbana e rurale senza precedenti e che il sovrasfruttamento delle risorse ambientali in

sé sarebbe risultato insostenibile anche in assenza di una determinante climatica esogena. Un quadro questo, sia pure distante oltre 4000 anni dall'attualità, che richiama drammaticamente il sovrasfruttamento attuale delle risorse planetarie a partire dall'acqua e che suggerisce cautela e plasticità nella programmazione d'uso della risorsa idrica e nella valutazione delle dinamiche idrologiche che ne compongono il bilancio.

Abbiamo evidenza che la gestione delle risorse idriche, pur in presenza di competenze e capacità tecniche e politiche di gestione, è tuttavia soggetta a grandi criticità che determinano il successo o il declino di comunità (Kelley et al., 2015). La storia di quanto accaduto nella Mezza Luna Fertile, uno dei centri di origine dell'agricoltura nel mondo, esemplifica i rischi connessi al sovrasfruttamento della risorsa e all'incapacità di regolarne il bilancio idrico, sia per mutati apporti pluviometrici sia per aumentata richiesta d'uso della risorsa stessa e per i conflitti a ciò connessi (Notaro et al., 2015).

Un'etnografia del contemporaneo

In una prospettiva di ricerca e di impegno intellettuale che non vogliono essere riduzionistici, la questione del bilancio idrico e dell'utilizzo delle risorse deve essere considerata come fortemente intrecciata alle politiche dell'acqua. Alle politiche che si fanno "su" l'acqua ma anche "mediante" l'acqua. Per lumeggiare le forme di potere e gli impatti sociali, ma anche ecologici, partiamo dal racconto di ciò che è osservabile in un concreto contesto etnografico che è la strada maestra della comprensione antropologico culturale.

Nella Valle del Giordano, che possiamo considerare, a la Bourdieu, "caso partico-

lare del possibile" e che è effettivamente, nella prospettiva della *world history* caso rappresentativo di quell' "imperialismo ecologico" che ha portato alla proliferazione di "Neo-europe" legate all'espansionismo colonizzatore occidentale (Crosby, 1988), l'acqua è contemporaneamente elemento naturale e costruzione culturale.

Come dettagliatamente documentato e autorevolmente argomentato (Van Aken, 2012), le caratteristiche fisiche e le proprietà materiali dell'acqua tramano la sua essenzialità tanto quanto fanno le percezioni, le attribuzioni di valore, gli usi quo-

tidiani intimi e/o pubblici, le dinamiche di potere. Nell'acqua è corretto individuare una forma ibrida, un "quasi oggetto" che ci impone di superare i confini tra osservatore e cosa osservata, tra natura e cultura frettolosamente congegnati da certo riduttivo scientismo contemporaneo (Latour, 1995).

Nella stessa situazione etnografica, si dimostra quanto e come il modello centralizzato di gestione dell'acqua per usi irrigui e/o civili, i cui centri decisionali sono ad Amman, abbia scalzato le persistenti organizzazioni rurali diffuse nella Valle del Giordano. L'acqua è stata oggetto di riconnotazione semantico – valoriale, qualche autore si spinge a dire che ciò produce cambiamenti nell'ontologia della stessa. Comunque: i modelli culturali e gli habitus procedurali prodotti in ambito essenzialmente urbano che riguardano la gestione dell'acqua, connessi a quelli che orientano la produzione agricola globale a cercare le rese per ettaro della *irrigated agriculture* obliando la *rainfed agriculture*, hanno esercitato la loro egemonia sui precedenti e consolidati modelli culturali e habitus comportamentali specifici e generali.

Attraverso le politiche legate all'acqua, all'utilizzo manageriale dell'acqua come risorsa, si sono annullate storie e biodiversità locali, si sono costruite scarsità idriche, si è esasperata disuguaglianza sociale (Van Aken, 2012).

E i nuovi valori si sono imposti colonialisticamente, nelle forme consolidate del

neo-colonialismo e in quelle che cominciano a essere definite di cripto-colonialismo e che riguardano le costruzioni delle cosiddette "nuove identità nazionali" (Herzfeld, 2022).

Per trarre una lezione generale dal caso presentato: l'acqua ridotta a *commodity*, dematerializzata e delocalizzata, con il dominio di saperi tecnici gestionali spesso multinazionali che alienano le rappresentanze locali – c'è una amplissima etnografia a dimostrarlo (Strang, 2004) – genera impatti socio-culturali e economico-politici devastanti a livello di comunità. Si possono riassumere come alterazione degli equilibri ecosistemici tra uomo e ambiente; espropriazione di un bene fortemente identitario e compromissione dei livelli di coesione sociale; eradicazione di saperi e competenze tecniche locali; imposizione di *enclosure* al posto di un bene comune; sostituzione con una gestione elitaria del precedente modello di governo collettivo; impoverimento delle peculiarità di genere in quanto le politiche e l'immaginario vernacolare dell'acqua è femminile (Anderesen, 2022; Breda, 2005). Infine, si precisa che un approccio antropologicamente informato che sappia leggere l'acqua come "fatto sociale totale", riconnettendo l'uso della risorsa all'insieme dei valori comunitari che effettivamente va a interessare, può costruire strumenti di rivisitazione critica dell'Integrated Water Resource Management – IWRM (<http://iwrmdataportal.unepdhi.org/>) che è diventato egemonico e sta ponendo grossi problemi di sostenibilità delle comunità e degli ecosistemi locali (Orlove e Caton, 2010).

Sul concetto di risorsa da applicare all'acqua, riflessioni decisamente dense vengono sviluppate da Piero Bevilacqua (Bevilacqua, 2000). Denunciato l'uso improprio e l'abuso che si fa del termine, specchio delle ossessioni del tempo che viviamo, si richiama l'etimo di risorsa che deriva dal verbo tardo latino *resurgere*, rinascere. Da qui, la risorsa è matrice per la produzione di ogni bene e lo è, però, in quanto capace di spontanea rinascita; oggi preferiamo il termine rigenerazione.

La riduzione economicistica del termine che ha portato all'aumento di consumo irreversibile di acqua, quindi alla compromissione della disponibilità e della capacità rigenerativa della risorsa, è messo in relazione da Bevilacqua con l'antropocentrismo che caratterizza la civiltà occidentale. Questo ha condotto, con le accelerazioni degli ultimi secoli, a elevare l'economia di mercato a principio di realtà: per recuperare il senso delle cose, costruire una diversa ontologia, permettere alla risorsa di rigenerarsi, c'è bisogno di un "antropocentrismo critico". Cioè di una visione delle cose capace di riferirsi, almeno nella sfera di attività legata alla risposta ai bisogni primari delle comunità, alle dinamiche peculiari e alle reciprocità che si innescano, utilizzando la terminologia di Georgescu Roegen, tra i "fondi" (terra, capitale e lavoro) e i "flussi" (risorse naturali, prodotti e scarti) al fine di evitare i disequilibri che intaccano la rigenerabilità dei fondi. L'economista rumeno è citato esplicitamente da Bevilacqua, e è interessante sottolineare il ritorno di interesse sul suo pensiero come critica dei limiti delle strategie di transizione istituzionali verso l'ecologicamente sostenibile (Ciervo, 2022; OIB, 2022).

Chiarisce Bevilacqua che la critica all'economia di mercato non è da posizioni di pregiudiziale condanna: con una strizzata d'occhio al marxiano "equivalente astratto" invita a considerare l'inadeguatezza di ridurre la ricchezza ecologica di una risorsa, un bosco per esempio, alla ricchezza in termini monetari della stessa. Per la gran quantità di parametri di valore che toccherebbe considerare e che sono appena al vaglio della definizione dei "servizi ecosistemici". Tra questi anche la bellezza che, forse, è refrattaria al calcolo almeno se non la si vuol semplificare nelle forme dell'attrazione turistica.

A illustrare la densità e la portata di un "antropocentrismo critico" – come appunto di lavoro: sarebbe interessante condurre una comparazione analitica con l'"etnocentrismo critico" di Ernesto De Martino (De Martino, 2019) – Bevilacqua sottolinea la necessità di discutere categorie occidentali basilari. Per esempio, riflettere sulla storicità e convenzionalità del concetto di proprietà privata. L'antropocentrismo critico inquadrerebbe i proprietari nella condizione di "usufruttuari di frammenti del bene comune terra" con la grossa ridefinizione della facoltà di godere e di disporre di cose a partire dal senso di responsabilità su risorse e beni la cui proprietà è da assegnare all'umanità nel suo complesso. E ciò è concesso all'antropocentrismo critico e non a altre posture ideologiche e/o intellettuali perché può basarsi sui concetti di *salus publica* dell'antichità romana e sul *bonum communem* della filosofia scolastica. Fondando su questi antecedenti si possono individuare strategie di tutela delle risorse rispetto alle minacce degli attuali modi di produzione e di consumo. Come esempio di ciò possiamo citare il movimentismo le-

gato al riconoscimento dell'acqua come bene comune (Petrella, 2001).

Ricollocare il concetto di risorsa comporta rendere esplicito il ruolo fondativo della natura rispetto alle società umane. Al contempo significa sottolineare che la società non è un "superorganico" alieno alla natura e derivarne, marxianamente, che il dominio di alcuni uomini su altri è della stessa fattispecie del dominio dell'uomo sulla natura. Di qui la necessità del riconoscimento compiuto della natura come "cooperante" del lavoro umano nella creazione della ricchezza, e la ridefinizione della rivoluzione agricola e di quella industriale che si possono leggere come la concentrazione produttiva in una regione del mondo delle risorse presenti sulla biosfera nella sua globalità.

Riflettere sul concetto di risorsa nell'alveo della storia dell'ambiente è: «...un

progetto che vuole mettere in discussione l'intero statuto epistemologico delle scienze storiche, lanciando una sfida: rimettere la natura dentro la storia, e riscrivere i libri guardando al modo in cui gruppi, società, nazioni, individui e culture hanno interagito coi loro ambienti, e sono stati influenzati da essi» (Bevilacqua, 2004).

E su questa piattaforma intellettuale la storia dell'ambiente reincontra l'antropologia culturale che, autonomamente ma in maniera complementare, sta esplorando categorie di interpretazione delle complessità e delle crisi ecologiche attuali (Antropocene, Capitalocene, Plantatiocene) in una prospettiva di giustizia ecologica (Davis et al., 2019). E proprio mettendo in discussione come convenzionale e non universale la distinzione tra gli aspetti ecologici e sociali delle acque si porta a riconsiderare i confini tra natura e cultura (Ballesterio, 2019).



- Adefisan, E. A., Abatan, A.A., 2015. Agroclimatic Zoning of Nigeria Based on Rainfall Characteristics and Index of Drought Prone-ness. *Journal of Environment and Earth Science* 5 ,115–27.
- AF4EU. AF4EU - RAIN - Regional Agroforestry Innovation Network. 2024. General description <https://af4eu.eu/home/general-description>
- Agnusdei, G.P., Coluccia, B., Pacifico, A.M., Miglietta, P.P., 2022. Towards circular economy in the agrifood sector: Water footprint assessment of food loss in the Italian fruit and vegetable supply chains. *Ecol. Indic.* 137: 108781. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108781>
- Akinseye, F. M., Agele, S. O., Traore, P.C.S., Adam, M., Whitbread, A. M.. 2016. Evaluation of the Onset and Length of Growing Season to Define Planting Date — A Case Study for Mali (West Africa). *Theor. Appl. Climatol.* 124, 973–83. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1460-8>
- Al-Jahwari, N.S., 2009. The Agricultural Basis of Umm an-Nar Society in the Northern Oman Peninsula (2500-2000 BC). *Arabian Archaeology and Epigraphy* 20 (2): 122–33. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0471.2009.00315.x>
- Alba, V., Gentile, G., Tarricone, L. 2021. Climate change in a typical Apulian region for table grape production: spatialisation of bioclimatic indices, classification and Future Scenarios. *Oeno One*, 55, 317-336. <https://doi.org/10.20870/oeno-one.2021.55.3.4733>
- Ali, Y., Pretaroli, R., Socci, C., Saverini, F. 2018. Carbon and water footprint accounts of Italy: A Multi-Region Input-Output approach. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 81, 1813-1824. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.277>
- Allan, J.A., 2003. Virtual water - the water, food, and trade nexus. Retrieved from Useful Concept or Misleading Metaphor? *Water International* 28, 106–113. <https://doi.org/10.1080/02508060.2003.9724812>
- Al-Washali, T., Sharma S., Lupoja R., Al-Nozaily F., Haidera M., Kennedy M. 2020. Assessment of water losses in distribution networks: Methods, applications, uncertainties, and implications in intermittent supply, *Resour. Conserv. Recy.* 152:104515. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104515>.
- Andersen, A.O., 2022. Water Infrastructures: The Making and Maintenance of Material and Organisational Connections. In: Bruun, M.H., et al. *The Palgrave Handbook of the Anthropology of Technology*. Palgrave Macmillan, Singapore
- Andrade, C., Contente, J. 2020. Köppen's climate classification projections for the Iberian Peninsula. *Clim. Res.* 81, 71-89. <https://doi.org/10.3354/cr01604>
- Antonelli, M., Greco, F., Consalvo, C., Sartori, M., Tavernini, S. 2014. Water Footprint of Italy. WWF Report, WWF Italy, Rome. https://wwfint.awsassets.panda.org/downloads/wf_english_version_final.pdf
- Aparecido, L.E., de Oliveira, E., de Souza Rolim, G., Reinaldo da Silva Cabral de Moraes, J., Gallo Rocha, H., Expedito Lense, G.E., Souza, P.S. 2018. Agroclimatic Zoning for Urucum Crops in the State of Minas Gerais, Brazil. *Bragantia* 77, 193–200. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.2016527>
- Araya, A., Keesstra, S.D., Stroosnijder, L. 2010. A New Agro-Climatic Classification for Crop Suitability Zoning in Northern Semi-Arid Ethiopia. *Agric. For. Meteorol.* 150,1057–64. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.04.003>
- ARERA. 2023. Aggiornamento della disciplina sulla regolazione della qualità tecnica del Servizio Idrico Integrato - Orientamenti finali. Documento per la consultazione 541/2023/R/IDR. <https://www.arera.it/atti-e-provvedimenti/dettaglio/23/541-23>
- Arfanuzzaman, M., Rahman, A. 2017. Sustainable water demand management in the face of rapid urbanization and ground water depletion for social–ecological resilience building, *Global Ecology and Conservation*, 10:9-22. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.01.005>
- Armiero, M., Barca, S. 2004. La storia dell'ambiente. Un'introduzione. Carocci. Roma. ISBN: 978-88-4303-003-3.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment—part 1: model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 34 (1), 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- ARPAE Emilia-Romagna. 2020. Water Footprint. <https://www.arpae.it/it/temi-ambientali/sostenibilita/strumenti-di-sostenibilita/altri-strumenti/water-footprint>
- Ashoori, N., Dzombak, D.A., Small, M.J. 2016. Modeling the Effects of Conservation, Demographics, Price, and Climate on Urban Water Demand in Los Angeles, California. *Water Resour. Manage.* 30, 5247–5262. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1483-7>
- Attorre, F., Alfò, M., De Sanctis, M., Francesconi, F., Bruno, F. 2007. Comparison of interpolation methods for mapping climatic and bioclimatic variables at regional scale. *Int. J. Climatol.* 27(13), 1825-1843. <https://doi.org/10.1002/joc.1495>
- Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Settentrionale - Osservatorio permanente sugli utilizzi idrici 2018. Note di accompagnamento all'applicativo SIDIAS v2.82 per l'indicazione della classe di severità idrica. http://www.adbarno.it/rep/cta/Manuale_applicativo_v19.pdf
- Bachelard, G., 1942. L'eau et les rêves - Essai sur l'imagination de la matière. José Corti. Paris. [Traduzione Italiana Psicanalisi delle acque. Purificazione, morte e rinascita. Red. 2015. ISBN: 8870317072]
- Bakhtawar, B., Zayed, T. 2023. State-of-the-art review of leak diagnostic experiments: Toward a smart water network. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 10(5), E1667. <https://doi.org/10.1002/wat2.1667>
- Ballestero, A., 2019. The Anthropology of Water. *Annu. Rev. Anthropol.* 48, 405–
- Benavides-Muñoz, H.M., Lapo-Pauta, M., Martínez-Solano, F.J., Quiñones-Cuenca, M., Quiñones-Cuenca, S. 2024. Global Events and Surge in Residential Water Demand: Exploring Possible Hydraulic Scenarios. *Water*, 16, 956. <https://doi.org/10.3390/w16070956>
- Berger, M., Campos, J., Carolli, M., Dantas, I., Forin, F., Kosatica, E., Kramer, A., Mikosch, N., Nouri, H., Schlattmann, A., Schmidt, F., Schomberg, A., Semmling, E. 2021. Advancing the water footprint into an instrument to support achieving the SDGs—recommendations from the “Water as a Global Resources” research initiative (GRoW). *Water Resour. Manage.* 35, 1291-1298. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02784-9>
- Bevilacqua, P. 2000. Il concetto di risorsa: significati e prospettive. *Meridiana*. 37, 13-31. <http://www.jstor.org/stable/23200928>
- Bevilacqua, P. 2004. Presentazione a Armiero, M., Barca, S. 2004. La storia dell'ambiente. Un'introduzione. Carocci. Roma. ISBN: 978-88-4303-003-3
- Bocchiola, D., Nana, E., Soncini, A. 2013. Impact of climate change scenarios on crop yield and water footprint of maize in the Po valley of Italy. *Agric. Water Manag.* 116, 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.10.009>
- Bois, B., Joly, D., Quenol, H., Pieri, P., Gaudillière, J.P., Guyon, D., Saur, E., Van Leeuwen, C. 2018. Temperature-Based Zoning of the Bordeaux Wine Region. *Oeno One*. 52, 1–16. <https://doi.org/10.20870/oeno-one.2018.52.4.1580>
- Bonamente, E., Scrucca, F., Rinaldi, S., Merico, M.C., Asdrubali, F., Lamastra, F. 2016. Environmental impact of an Italian wine bottle: Carbon and water footprint assessment. *Sci. Total Environ.* 560, 274-283. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.026>
- Bonamente, E., Rinaldi, S., Nicolini, A., Colana, F. 2017. National water footprint: Toward a comprehensive approach for the evaluation of the sustainability of water use in Italy. *Sustainability* 9(8), 1341. <https://doi.org/10.3390/su9081341>
- Bowen, G.J., Good, S.P. 2015. Incorporating water isoscapes in hydrological and water

- resource investigations. *WIREs Water*. 2:107–119. <https://doi.org/10.1002/wat2.1069>
- Breda, N., (a cura di). 2005. *Antropologia dell'acqua*. La Ricerca Folklorica. 51. <http://www.jstor.org/discover/10.2307/30033269?uid=3738296&uid=2129&uid=2&uid=70&uid=4&sid=56066760363>
- Brocca, L., Tarpanelli, A., Filippucci, P., Dorigo, W., Zaussinger, F., Gruber, A., Fernández-Prieto, D. 2018. How much water is used for irrigation? A new approach exploiting coarse resolution satellite soil moisture products. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 73, 752–766. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.08.023>
- Brugnach, M., Dewulf, A., Henriksen, H., Van der Keur, P. 2010. More is not always better: Coping with ambiguity in natural resources management. *J. Environ. Manage.* 92(1), 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.029>
- Brugnach, M., Dewulf, A., Henriksen, H.J., van der Keur, P. 2011. More is not always better: Coping with ambiguity in natural resources management. *J. Environ. Manage.* 92 (1), 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.029>
- Brugnach, M., Ingram, H. 2012. Ambiguity: the challenge of knowing and deciding together. *Environ. Sci. Policy* 15(1), 60–71. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.005>
- Capone, R., Iannetta, M., El Bilali, H., Colonna, N., Debs, P., Dernini, S., Maiani, G., Intorre, F., Polito, A., Turrini, A., Cardone, G., Lorusso, F., Belsanti, V. 2013. A preliminary assessment of the environmental sustainability of the current Italian dietary pattern: water footprint related to food consumption." *J. Food Nutr. Res.* 1(4), 59–67. <https://doi.org/10.12691/jfnr-1-4-5>
- Cassottana, B., Yonca Aydin, N., Ching Tang, L. 2021. Quantitative Assessment of System Response during Disruptions: An Application to Water Distribution Systems. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 147(3). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001334](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001334)
- Ciervo, M., (a cura di). 2022. *La Strategia di bioeconomia è sostenibile? Territori, impatti, scenari*. Società dei Territorialisti edizioni. <https://doi.org/10.13133/2784-9643/18205>
- Chang, K. Y., Xu, L., Starr, G. 2018. A drought indicator reflecting ecosystem responses to water availability: The normalized ecosystem drought index. *Agric. For. Meteorol.* 250, 102–117. <https://doi.org/10.1016/j.agrfor.2017.12.001>
- Chapagain, A.K, Hoekstra, A.Y. 2003. UNE-SCO-IHE. Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products. Value of Water Research Report Series No. 13. <chrome-extension://efaidnbnmn-nibpcajpcgicjefindmkaj/https://www.waterfootprint.org/resources/Report13.pdf>
- Chapagain, A.K, Hoekstra, A.Y. 2004. UNE-SCO-IHE. Water footprints of nations. Volume 1: Main Report. Value of Water Research Report Series No. 16. <https://www.waterfootprint.org/resources/Report16Vol1.pdf>
- Charalampopoulos, I., Droulia, F., Kokkoris, I. P., Dimopoulos, P. 2023. Future Bioclimatic Change of Agricultural and Natural Areas in Central Europe: An Ultra-High Resolution Analysis of the De Martonne Index. *Water*, 15(14), 2563. <https://doi.org/10.3390/w15142563>
- Cook, B.I., Smerdon, J.E., Seager, R., Coats, S. 2014. Global Warming and 21st Century Drying. *Clim. Dyn.* 43 (9–10): 2607–27. <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2075-y>
- Costa S., Meireles, I., Sousa, V. 2024. Understanding residential water demand: insights from a survey in a Mediterranean city, *Urban Water J.* <https://doi.org/10.1080/1573062X.2024.2312501>
- CreIAMO PA. 2022. Strumenti tecnici di affiancamento alla pianificazione del bilancio idrico a scala di bacino. A cura dell'Unità Tecnica di Supporto L6 WP1 del progetto CreIAMO PA.
- Crosby, A.W., 1988. *Imperialismo ecologico*. L'espansione biologica dell'Europa 900-1900, Laterza, Roma-Bari. ISBN: 8842030090
- Dai, A., 2011a. Characteristics and trends in various forms of the Palmer Drought Severity Index during 1900–2008. *J. Geophys. Res. Atmos.* 116, 1–26. <https://doi.org/10.1029/2010JD015541>
- Dai, A., 2011b. Drought under global warming: a review. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Change* 2, 45–65. <http://dx.doi.org/10.1002/wcc.81>
- D'Ambrosio, E., De Girolamo AM, Rulli MC. 2018. Assessing sustainability of agriculture through water footprint analysis and in-stream monitoring activities. *J. Clean. Prod.* 200: 454–470. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.229>
- D'Ambrosio, E., Gentile, F., De Girolamo, A.M. 2020a. Assessing the sustainability in water use at the basin scale through water footprint indicators. *J. Clean. Prod.* 244, 118847. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118847>
- D'Ambrosio, E., Ricci G.F., Gentile F., De Girolamo A.M. 2020b. Using water footprint concepts for water security assessment of a basin under anthropogenic pressures. *Sci. Total Environ.* 748, 141356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141356>
- Daher, B.T., Mohtar, R. H. 2015. Water–energy–food (WEF) Nexus Tool 2.0: guiding integrative resource planning and decision-making. *Water International*, 40(5–6), 748–771. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1074148>
- Davis, J., Moulton, A.A., Van Sant, L., Williams, B. 2019. Anthropocene, Capitalocene, ... Plantationocene?. A Manifesto for Ecological Justice in an Age of Global Crises. *Geography Compass*. 13, e12438. <https://doi.org/10.1111/gec3.12438>
- Dawson, T.E., Mambelli, S., Plamboeck, A.H., Templer, P.H., Tu, K.P. 2002. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2002. 33:507–59. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.020602.095451>
- de Marsily, G., Abarca-del-Rio, R. 2016. *Surv Geophys*, 37:503–527. <https://doi.org/10.1007/s10712-015-9335-1>
- De Martino, E., 2019. *La fine del mondo*. Contributo all'analisi delle apocalissi culturali. a cura di Charuty, G., Fabre, D., Massenzio M. Einaudi. Torino. ISBN: 9788806241889
- de Martonne, E., de., 1926. Une Nouvelle Fonction Climatologique: L'indice d'aridité. *Meteorologie* 2: 449–59. https://www.researchgate.net/publication/284806436_Une_nouvelle_fonction_climatologique_L'indice_d'aridite
- deMenocal PB. 2001. Cultural Responses to Climate Change During the Late Holocene. *Sci.* 292 (5517), 667–673. <https://doi.org/10.1126/science.1059287>
- di Castri, F., 1981. Mediterranean-type shrublands of the world. In *Mediterranean Type Shrublands*. Eds. F. di Castri, Goodal DW and Specht RL. Elsevier, Amsterdam, pp 1–52. ISBN 13: 9780444418586
- Dogru, T., Marchio, E. A., Bulut, U., Suess, C. 2019. Climate Change: Vulnerability and Resilience of Tourism and the Entire Economy. *Tour. Manag.* 72:292–305. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2018.12.010>
- European Environment Agency (EEA). 2021. *Tracking barriers and their impacts on European river ecosystems*. PDF - TH-AM-20-030-EN-N - ISBN 978-92-9480-350-4 - ISSN 2467-3196. <https://doi.org/10.2800/359938>
- Ellen Mac Arthur Foundation (EMF). 2019. *Water & Circular Economy White Paper*. <https://us.anteagroup.com/uploads/media/file/3489271c-9bfa-4359-a68d-33d3b0eac58e/water-and-circular-economy-whitepaper.pdf>
- Ente Italiano di Normazione (UNI). 2017. *UNI EN ISO 14046:2016*. <https://store.uni.com/uni-en-iso-14046-2016>
- Ercin, A., Ertug, E.A., and Arjen Y. Hoekstra, A.Y. *Water footprint scenarios for 2050: A global analysis*. *Environ. Int.* 64 (2014): 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.019>
- Eurispes, 2023. *Un sistema che fa acqua: lo stato delle acque in Italia*. <https://eurispes.eu/news/un-sistema-che-fa-acqua-lo-stato-delle-acque-in-italia/>
- European Union. 2023. *Official Journal of the European Union*. Opinion of the European Economic and Social Committee on 'Water efficient consumption and consumer awareness about their water footprint' (own-initiative opinion) (2023/C 349/04)
- Faergemann, H., 2012. Update on water scarcity and droughts indicator development, May 2012, presented at the Water Director's Meeting, 4–5 June 2012, Denmark.
- Falasca, S., Ulberich, A., Pitta-Alvarez. S. 2017. Development of Agroclimatic Zoning Model to Delimit the Potential Growing Areas for Macaw Palm (*Acrocomia Aculeata*). *Theor. Appl. Climatol.* 129, 1321–33. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1850-6>
- FAO, ISPRA e Istat. 2023. A disaggregation of indicator 6.4.2 "Level of water stress: freshwater withdrawal as a proportion of available freshwater resources" at river basin

- district level in Italy. *SDG 6.4 Monitoring Sustainable Use of Water Resources Papers*. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cc5037en>
- Fiorillo, D., Kapelan, Z., Xenochristou, M. et al. 2021. Assessing the Impact of Climate Change on Future Water Demand using Weather Data. *Water Resour Manage.* 35, 1449–1462. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02789-4>
- Flammini, A., Puri, M., Pluschke, L., Dubois, O. 2014. Walking the Nexus Talk: Assessing the Water-Energy-Food Nexus in the Context of the Sustainable Energy for All Initiative. *Environment and Natural Resources Working Paper No. 58* – FAO, Rome, 2014. E-ISBN 978-92-5-108488-5
- Forin, S., Berger, M., Finkbeiner, M., 2020. Organizational water footprint: a methodological guidance. *Int. J. Life Cycle Assess.* 25 (2020): 403-422. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01670-2>
- Forin, S., Berger, M., Finkbeiner, M. 2018. Measuring Water-Related Environmental Impacts of Organizations: Existing Methods and Research *Gaps Adv. Sustain. Syst.* 2(10), 1700157. <https://doi.org/10.1002/adsu.201700157>
- Foucault, M., 1971. *L'Ordre du discours*. Leçon inaugurale au Collège de France prononcée le 2 décembre 1970. Paris. Gallimard. Traduzione italiana: *L'ordine del discorso*. I meccanismi sociali di controllo e di esclusione della parola, trad. Alessandro Fontana, Torino: Einaudi, Torino. ISBN 10: 2070277747
- Galli, A., Wiedmann, T., Ercin, E., Knoblauch, D., Ewing, B., Giljum, S. 2012. Integrating ecological, carbon and water footprint into a “footprint family” of indicators: definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecol. Indic* 16, 100-112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.017>
- Garfinkel, Y., Vered, A., Bar-Yosef, O. 2006. The Domestication of Water: The Neolithic Well at Sha'ar Hagolan, Jordan Valley, Israel. *Antiquity* 80(309), 686–96. <https://doi.org/10.1017/S0003598x00094138>
- Gerbens-Leenes, W., Berger, M., Allan, J.A. 2021. Water footprint and life cycle assessment: The complementary strengths of analyzing global freshwater appropriation and resulting local impacts. *Water* 13(6), 803. <https://doi.org/10.3390/w13060803>
- Giordano, R., Liersch, S. 2012. A fuzzy GIS-based system to integrate local and technical knowledge in soil salinity monitoring. *Environ. Model. Softw.* 36, 49-63. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.004>
- Giordano, R., Brugnach, M., Pluchinotta, I. 2017. Ambiguity in Problem Framing as a Barrier to Collective Actions: Some Hints from Groundwater Protection Policy in the Apulia Region. *Group Decis. Negot.* 26(5), 911–932. <https://doi.org/10.1007/s10726-016-9519-1>
- Gobron, N., Pinty, B., Verstraete, M.M., Widlowski, J.-L. 2000. Advanced Vegetation Indices Optimized for Up-Coming Sensors: Design, Performance and Applications. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 38, 2489–2505. <https://doi.org/10.1109/36.885197>
- González de Andrés, E., Rosas, T., Camarero, J. J., Martínez-Vilalta, J. 2021. The intraspecific variation of functional traits modulates drought resilience of European beech and pubescent oak. *J. Ecol.* 109, 3652–3669. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13743>
- Global Water Partnership. 2012. *Water Demand Management: The Mediterranean Experience*. ISBN: 978-91-85321-88-9
- Heim, R.R. 2002. A review of twentieth-century drought indices used in the United States. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 83, 1149–1165. <https://doi.org/10.1175/1520-0477-83.8.1149>
- Herzfeld, M. 2022. *Subversive Archaism. Traditionalists and the Politics of National Heritage*. Duke University Press. ISBN-10. 1478015004
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M. 2011. *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*. Earthscan, London, UK.
- Hoekstra, A.Y., Mekonnen, M.M. 2012. The water footprint of humanity. *PNAS.* 109(9), 3232-3237. <https://doi.org/10.1073/pnas.1109936109>
- Holdridge, L. R. 1947. Determination of World Plant Formations from Simple Climatic Data. *Science* 105 (2727), 367–68. <https://doi.org/10.1126/science.105.2727.367>
- Hu, Z., Tan, D., Chen, B., Chen, W., Shen, D. 2021. Review of model-based and data-driven approaches for leak detection and location in water distribution systems. *Water Supply*, 21 (7), 3282 – 3306. <http://doi.org/10.2166/ws.2021.101>
- Huning, L.S., AghaKouchak, A. 2020. Global snow drought hot spots and characteristics. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 117 (33), 19753–19759. <https://doi.org/10.1073/pnas.1915921117>
- Illich, I. 1988. *H2O e le acque dell'oblio*, Macroedizioni, Umbertide. ISBN: 9788875070083
- Incerti, G., Feoli, E., Salvati, L., Brunetti, A., Giovacchini, A. 2007. Analysis of bioclimatic time series and their neural network-based classification to characterise drought risk patterns in South Italy. *Int. J. Biometeorol.* 51, 253-263. <https://doi.org/10.1007/s00484-006-0071-6>
- INEA. 2011. *Atlante nazionale dell'irrigazione*. A cura di Raffaella Zucaro. Collana Gestione Risorse Idriche. CSR s.r.l. Centro Stampa e Riproduzione. ISBN 978-88-8145-228-6
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2023. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 1-34. <http://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001>
- International Organization for Standardization (ISO): *Water Footprint—Principles, Requirements and Guidance (ISO 14046:2014)*, 1st ed.; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2014.
- Istituto Superiore per la Protezione per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). 2018. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*. A cura di Michele Munafò. Rapporti 288/2018. ISBN 978-88-448-0902-7
- Istat, 2014. 6° Censimento Generale dell'Agricoltura Utilizzo della risorsa idrica a fini irrigui in agricoltura. ISBN: 978-88-458-1805-9. <https://www.istat.it/produzione-editoriale/utilizzo-della-risorsa-idrica-a-fini-irrigui-in-agricoltura/>
- Istat, 2019. *Utilizzo e qualità della risorsa idrica in Italia*. A cura di Stefano Tersigni. ISBN 978-88-458-1976-6. <https://www.istat.it/produzione-editoriale/utilizzo-e-qualita-della-risorsa-idrica-in-italia/>
- Istat 2024. *Le statistiche dell'Istat sull'acqua*. Anni 2020-2023. Report Istat per la giornata mondiale dell'acqua. <https://www.istat.it/it/archivio/295148>
- Janssen, R., Munda, G., 1999. Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems. in: Jeroen C.J.M. van den Bergh (ed.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, chapter 58, Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781843768586.00073>
- JRC, 2019. *Position Paper on Water, Energy, Food, and Ecosystem (WEFE) Nexus and Sustainable development Goals (SDGs)*. Editors: C. Carmona-Moreno, C. Dondeynaz, M. Biedler, EUR 29509 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-79-98276-7. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/265b-da85-88db-11e9-9369-01aa75ed71a1/language-en>
- Kelley, C.P., Mohtadi, S., Cane, M. A., Seager, R., Kushnir, Y. 2015. Climate change in the Fertile Crescent and implications of the recent Syrian drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(11), 3241–3246. <http://doi.org/10.1073/pnas.1421533112>
- Kersebaum, K.C., et al. 2016. Assessing uncertainties of water footprints using an ensemble of crop growth models on winter wheat. *Water* 8(12), 571. <https://doi.org/10.3390/w8120571>
- Kim, M., Lee, C., Hong, S., Kim, S.L., Baek, J.H., Kim, K. 2021. High-Throughput Phenotyping Methods for Breeding Drought-Tolerant Crops. *Int. J. Mol. Sci.* 2021, 22, 8266. <https://doi.org/10.3390/ijms22158266>
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F. 2006. *World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification Updated*. *Meteorologische Zeitschrift.* 15, 259–63. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Krueger, T., Page, T., Hubacek, K., Smith, L., Hiscock K. 2012. The role of expert opinion in environmental modelling. *Environ. Model. Softw.* 36, 4-18. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.01.011>
- Landri, P., 2023. *Una nuova guida per l'immaginazione sociologica: l'Actor-Network Theory*. *indiscipline rivista di scienze sociali.* n. 5. anno III.

- Lathuillière, M.J., Bulle, C., Johnson, M.S. 2018. A contribution to harmonize water footprint assessments. *Glob. Environ. Change* 53, 252-264. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.10.004>
- Latour, B. 1995. *Non siamo mai stati moderni. Saggio di antropologia simmetrica*. Elèuthera. ISBN-10: 8885861598
- Latour, B., 1998. *La scienza in azione. Introduzione alla sociologia della scienza*. Torino. Einaudi. ISBN-10. 8824505511
- Latour, B., 2005. *Reassembling the Social. An Introduction to Actor- Network Theory*, Oxford University Press, Oxford (tr. it., *Riassemblare il sociale*, Meltemi, Milano, 2022) ISBN-10. 8855196138
- Lauteri, M., Pliura, A., Monteverdi, M.C., Brugnoli, E., Villani, F., Eriksson, G. 2004. Genetic variation in carbon isotope discrimination in six European populations of *Castanea sativa* Mill. originating from contrasting localities. *J. Evol. Biol.* 17 1286-1296. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2004.00765.x>
- Lawrence, D., Palmisano, A., de Gruchy, M.W. 2021. Collapse and continuity: A multi-proxy reconstruction of settlement organization and population trajectories in the Northern Fertile Crescent during the 4.2kya Rapid Climate Change event. *PLoS ONE* 16(1): e0244871. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244871>
- Leskens, J., Brugnach, M., Hoekstra, A., Schuurmans, W. 2014. Why are decisions in flood disaster management so poorly supported by information from flood models? *Environ. Model. Softw.* 53, 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.11.003>
- Leštáková, M., Logan, K.T., Rehm, I. S., Pelz, P.F., Friesen, J. 2024 Do resilience metrics of water distribution systems really assess resilience? A critical review. *Water Res.* 2481, 20820. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120820>
- Liu, Y., Xiao, J., Ju, W., Zhou, Y., Wang, S., 2011. Water use efficiency of China's terrestrial ecosystems and responses to drought. *Nat. Publ. Gr* 1-12. <http://dx.doi.org/10.1038/srep13799>.
- Lovatelli, D., Bacenetti, J., Fiala, M. 2016. Water Footprint of crop productions: A review. *Sci. Total Environ.* 548, 236-251. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.022>
- Lu, X., Zhuang, Q. 2010. Evaluating evapotranspiration and water-use efficiency of terrestrial ecosystems in the conterminous United States using MODIS and AmeriFlux data. *Remote Sens. Environ.* 114, 1924-1939. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.04.001>
- Luo, L., Xia, H., Lu, B.R. 2019. Editorial: Crop Breeding for Drought Resistance. *Front. Plant Sci.* 10:314. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00314>
- Malhi, Y., Franklin, J., Seddon, N., Solan, M., Turner, M.G., Field, Knowlton, N. 2020. *Climate Change and Ecosystems: Threats, Opportunities and Solutions.* Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences 375 (1794): 20190104. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0104>
- Mancosu, N., Spano, D., Orang, M., Sareshteh, S., Snyder, R. L. 2016. SIMETAW#-a model for agricultural water demand planning. *Water resources management*, 30, 541-557. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1176-7>
- Manghi, N., 2018. Breve introduzione alla lettura di Bruno Latour, *Quaderni di Sociologia*, 77: 101-106. ISBN: 9788878857360
- Mariani, S., Braca, G., Romano, E., Lastoria, B., Bussettini, M. 2018. Linee Guida sugli Indicatori di Siccità e Scarsità Idrica da utilizzare nelle Attività degli Osservatori Permanenti per gli Utilizzi Idrici. Pubblicazione progetto CRELA-MO PA, 2018: 66pp. https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/Osservatori/Linee%20Guida%20Pubblicazione%20Finale%20L6WP1_con%20copertina_ec.pdf
- Massano, L., Fosser, G., Gaetani, M., Bois, B. 2023. Assessment of climate impact on grape productivity: A new application for bioclimatic indices in Italy. *Sci. Total Environ.* 905, 167134. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167134>
- Massari, C., Modanesi, S., Dari, J., Gruber, A., De Lannoy, G.J.M., Giroto, M., Quintana-Seguí, P., Le Page, M., Jarlan, L., Zribi, M., et al. 2021. A Review of Irrigation Information Retrievals from Space and Their Utility for Users. *Remote Sens.* 13, 4112. <https://doi.org/10.3390/rs13204112>
- Mazzoni, F., Marsili, V., Alvisi, S., Franchini, M. 2022. Exploring the impacts of tourism and weather on water consumption at different spatiotemporal scales: evidence from a coastal area on the Adriatic Sea (northern Italy). *Environmental Research: Infrastructure and Sustainability*, 2(2), 025005. <https://doi.org/10.1088/2634-4505/ac611f>
- Mckee, T.B., Doesken, N.J., Kleist, J. 1993. The Relationship of Drought Frequency and Duration to Time Scales. In Eighth Conference on Applied Climatology, 179-84. Anaheim, California.
- Mereu, S., Sušnik, J., Trabucco, A., Dacchache, A., Vamvakieridou-Lyroudia, L., Renoldi, S., ..., Assimacopoulos, D. 2016. Operational resilience of reservoirs to climate change, agricultural demand, and tourism: A case study from Sardinia. *Sci. Total Environ.* 543, 1028-1038. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.066>
- Meza, F.J., Wilks, D.S., Gurovich, L., Bam-bach, N. 2012. Impacts of Climate Change on Irrigated Agriculture in the Maipo Basin, Chile: Reliability of Water Rights and Changes in the Demand for Irrigation. *Journal of Water Resources Planning and Management* 138 (5): 421-30. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000216](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000216)
- Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE). 2022. *Strategia Nazionale per l'economia circolare*. https://www.mase.gov.it/sites/default/files/archivio/allegati/PNRR/SEC_21.06.22.pdf
- Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE). 2024. *Cos'è la «water footprint»*. <https://www.mase.gov.it/pagina/cos-e-la-water-footprint#:~:text=L'impronta%20idrica%20di%20un,inquinati%20per%20unit%C3%A0%20di%20tempo>
- Moeletsi, M.E., Walker, S. 2013. Agroclimatic Suitability Mapping for Dryland Maize Production in Lesotho. *Theoretical and Applied Climatology* 114, 227-36. <https://doi.org/10.1007/s00704-012-0829-1>
- Mosleh, L., Negahban-Azar, M. 2021. Role of models in the decision-making process in integrated urban water management: A review. *Water*, 13 (9), 1252. <https://doi.org/10.3390/w13091252>
- Natali, S., Doveri, M., Gianecchini, R., Baneschi, I., Zanchetta, G. 2022. Is the deuterium excess in precipitation a reliable tracer of moisture sources and water resources fate in the western Mediterranean? New insights from Apuan Alps (Italy). *Journal of Hydrology* 614, 128497. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128497>
- Ngetich, K.F., M. Mucheru-Muna, J. N. Mugwe, C. A. Shisanya, J. Diels, and D. N. Mugendi. 2014. Length of Growing Season, Rainfall Temporal Distribution, Onset and Cessation Dates in the Kenyan Highlands. *Agricultural and Forest Meteorology*. 188, 24-32. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.12.011>
- Notaro, M., Yu, Y., Kalashnikova, O.V. 2015. Regime shift in Arabian dust activity, triggered by persistent Fertile Crescent drought. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 120: 10,229-10,249. <http://doi.org/10.1002/2015JD023855>
- Obaideen, K., Yousef, B.A.A., AlMallahi, M.N., Tanc, Y.C., Mahmouda, M., Jaber, H., Ramadan, M. 2022. An overview of smart irrigation systems using IoT. *Energy Nexus*, 7, 100124. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100124>
- Osservatorio Interdisciplinare di Bioeconomia (OIB). 2022. *Dalla strategia di bioeconomia alla bioeconomia integrata. Conferenza scientifica multidisciplinare tra ricerca e azione*. Roma. 12 - 13 dicembre 2022
- Orlove, B., Caton, S.C. 2010. Water Sustainability: Anthropological Approaches and Prospects. *Annual Review of Anthropology*. 39, 01-415. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.012809.105045>
- Ouda, S.A.H., Norledin, T.A. 2017. Evapotranspiration Data to Determine Agro-Climatic Zones in Egypt. *Journal of Water and Land Development*. 32, 79-85. <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0009>
- Pagano, A., Sweetapple, C., Farmani, R., Giordano, R., Butler, D. *Water Distribution Networks Resilience Analysis: a Comparison between Graph Theory-Based Approaches and Global Resilience Analysis*. 2019. *Water Resources Management*, 33 (8), 2925-2940. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02276-x>
- Pagano A., Giordano R., Vurro, M. 2021. A Decision Support System Based on AHP for Ranking Strategies to Manage Emergencies on Drinking Water Supply Systems, *Water Resources Management*, 35:613-628. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02741-y>

- Palermo, S. A., Maiolo, M., Brusco, A.C., Turco, M., Pirouz, B., Greco, E., ... , Piro, P. 2022. Smart Technologies for Water Resource Management: An Overview. *Sensors*, 22(16), 6225. <https://doi.org/10.3390/s22166225>
- Pandolfo, C., Ricce, W., de Novaes Vianna, L.F., Mendes Massignam, A. 2017. Zoneamento Agroclimático Do Mirtilo Irrigado Em Santa Catarina. *Agropecuária Catarinense* 30: 84–88.
- Paris, P., Di Matteo, G., Tarchi, M., Tosi, L., Spaccino, L., Lauteri, M. 2018. Precision subsurface drip irrigation increases yield while sustaining water-use efficiency in Mediterranean poplar bioenergy plantations. *Forest Ecology and Management*. 409, 749-756. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.013>
- Passarella, G., Bruno, D., Lay-Ekuakille, A., Maggi, S., Masciale, R., Zaccaria, D. 2020. Spatial and Temporal Classification of Coastal Regions Using Bioclimatic Indices in a Mediterranean Environment. *Sci. Total Environ*. 700, 134415. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134415>
- Paulo, A., Pereira, L.S. 2006. Drought Concepts and Characterization. *Water International*, 31(1),37-49. <https://doi.org/10.1080/02508060608691913>
- Penna, D., Geris, J., Hopp, L., Scandellari, F. 2020. Water sources for root water uptake: Using stable isotopes of hydrogen and oxygen as a research tool in agricultural and agroforestry systems. *Agric. Ecosyst. Environ*. 291 (2020) 10679. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106790>
- Pereira, L.S., Cordery, I., Iacovides, I. 2002. Coping with Water Scarcity. UNESCO IHP VI, Technical Documents in Hydrology No. 58, UNESCO, Paris. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4020-9579-5_1
- Pesaresi, S., Galdenzi, D., Biondi, E., Casavecchia, S. 2014. Bioclimate of Italy: application of the worldwide bioclimatic classification system. *J. Maps* 10(4), 538-553. <https://doi.org/10.1080/17445647.2014.891472>
- Petrella, R., 2001. Il manifesto dell'acqua. Il diritto alla vita per tutti. Edizioni Gruppo Abele. Torino. ISBN: 9788876703843
- Pianeta PSR. 2023. L'uso sostenibile dell'acqua in agricoltura nel quadro del PNRR. <https://www.pianetapsr.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/2615>
- Polade, S.D., Gershunov, A., Cayan, D.R., Dettinger, M.D., Pierce, D.W. 2017. Precipitation in a Warming World: Assessing Projected Hydro-Climatic Changes in California and Other Mediterranean Climate Regions. *Sci. Rep.* 7 (1): 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11285-y>
- Portolano, D., 2009. Il Controllo delle perdite nei sistemi acquedottistici: criteri innovativi di gestione. PhD Thesis. Università degli Studi di Napoli "Federico II". Dottorato di Ricerca in Analisi dei Sistemi Ambientali. XXI ciclo.
- Pour, S.H., Wahab, A.K.A., Shahid, S., Wang, X. 2019. Spatial Pattern of the Unidirectional Trends in Thermal Bioclimatic Indicators in Iran. *Sustainability* 11 (8).
- Preziosi E., Del Bon, A., Romano, E., Petrangeli, A.B. 2013. Vulnerability to Drought of a Complex Water Supply System. The Upper Tiber Basin Case Study (Central Italy). *Water Resour. Manag.* <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0434-9>
- Rai, A., Sarkar, S., Jha, P.K. 2022. Deficit Irrigation: An Optimization Strategy for a Sustainable Agriculture. In: Dubey, S.K., Jha, P.K., Gupta, P.K., Nanda, A., Gupta, V. (eds) *Soil-Water, Agriculture, and Climate Change*. Water Science and Technology Library, 113. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-12059-6_9
- Ramin, E., Faria, L., Gargalo, C.L., Ramin, P., Flores-Alsina, X., Andersen, M.M., Gernaey, K.V. 2024. Water innovation in industrial symbiosis - A global review. *Journal of Environmental Management*. 349, 119578. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119578>
- Ricciardi, V., Mehrabi, Z., Wittman, H., James, D., Ramankutty, N. 2021. Higher yields and more biodiversity on smaller farms. *Nature Sustainability*. 4, 651–657. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00699-2>
- Rivas-Martínez, S., Rivas-Saenz, S., Penas, A. 2002. Worldwide Bioclimatic Classification System. Backhuys Pub, Kerkwerve, The Netherlands.
- Romano, E., Del Bon, A., Petrangeli, A.B., Preziosi, E., 2013. Generating synthetic time series of springs discharge in relation to standardized precipitation indices. *Case study in Central Italy*. *J. Hydrol.* 507, 86–99. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.020>
- Romano, E., Guyennon, N., Del Bon, A., Petrangeli, A.B., Preziosi, E. 2017. Robust method to quantify the risk of shortage for water supply systems. *J. Hydrol.* 22 (8), 04017021. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001540](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001540)
- Romano, E., Guyennon, N., Duro, A., Giordano, R., Petrangeli, A.B., Portoghese, I., Salerno, F. 2018. A stakeholder oriented Modelling Framework for the Early Detection of Shortage in Water Supply Systems. *Water*, 10(7262). <https://doi.org/10.3390/w10060762>
- Romano, E., Petrangeli, A.B., Salerno, F., Guyennon, N. 2022. Do recent meteorological drought events in central Italy result from long-term trend or increasing variability? *Int. J. Climatol.* <https://doi.org/10.1002/joc.7487>
- Rouso, B.Z., Lambert, M., Gong, J. 2023. Smart water networks: A systematic review of applications using high-frequency pressure and acoustic sensors in real water distribution systems. *J. Clean. Prod.* 410, 137193, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137193>
- Roy, J., Aronson, J., di Castri F. 1995. Water constraints and Mediterranean biota response: towards an integrated multi-scale understanding. In *Time Scales of Biological Responses to Water Constraints*. Eds. J. Roy, J. Aronson and F. di Castri. SPB Academic Publishing, Amsterdam, pp 1-4.
- Saadi, S., Todorovic, M., Tanasijevic, L., Pereira, L.S., Pizzigalli, C., Lionello, P. 2015. Climate Change and Mediterranean Agriculture: Impacts on Winter Wheat and Tomato Crop Evapotranspiration, Irrigation Requirements and Yield. *Agric. Water Manag.* 147: 103–15. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.05.008>
- Sandu, M.A., Virsta, A. 2021. The water footprint in context of circular economy. *Agro-Life Sci. J.* 10(2). <https://doi.org/10.17930/aql2021221>
- Salmon, J.M., Friedl, M.A., Frohling, S., Wisser, D., Douglas, E.M. 2015. Global rain-fed, irrigated, and paddy croplands: a new high resolution map derived from remote sensing, crop inventories and climate data. *Int. J. Appl. Earth Observ. Geoinf.* 38, 321–334. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.01.014>
- Sarris, D., Siegwolf, R., Körner, C. 2013. Inter- and intra-annual stable carbon and oxygen isotope signals in response to drought in Mediterranean pines. *Agric. For. Meteorol.* 168, 59–68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrfor.2012.08.007>
- Sauvé, S., Lamontagne, S., Dupras, J., Stahel, W. 2021. Circular economy of water: Tackling quantity, quality and footprint of water. *Environmental Development* 39, 100651. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2021.100651>
- Scanlon, B.R., Fakhreddine, S., Rateb, A., de Graaf, I., Famiglietti, J., Gleeson, T., ..., Zheng, C. 2023. Global water resources and the role of groundwater in a resilient water future. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(2), 87-101. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00378-6>
- Schilling, J., Hertig, E., Trambly, Y., Schefran, J. 2020. Climate Change Vulnerability, Water Resources and Social Implications in North Africa. *Reg Environ Change* 20, 15. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01597-7>
- Seager, R., Osborn, T.J., Kushnir, Y., Simpson, I.R., Nakamura, J., Liu, H. 2019. Climate Variability and Change of Mediterranean-Type Climates. *J. Clim.* 32 (10): 2887–2915. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-18-0472.1>
- Serrano-Notivol, R., Tomás-Burguera, M., Martí, A., & Beguería, S. 2020. An integrated package to evaluate climatic suitability for agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 176, 105473. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105473>
- Shukla, S., Wood, A.W., 2008. Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. *Geophys. Res. Lett.* 35, L02405. <https://doi.org/10.1029/2007GL032487>
- Starr, G., Staudhammer, C.L., Wiesner, S., Kunwor, S., Loescher, H.W., Baron, A.F., Whelan, A., Mitchell, R.J., Boring, L., 2016. Carbon dynamics of *Pinus palustris* ecosystems following drought. *Forests* 7. <http://dx.doi.org/10.3390/f7050098>
- Stelzl, A. Fuchs-Hanusch, D. 2024. Forecasting Urban Peak Water Demand Based on Climate Indices and Demographic Trends. *Water* 2024, 16, 127. <https://doi.org/10.3390/w16010127>

Strang, V., 2004. *The Meaning of Water*. Berg. Oxford-New York. ISBN: 1000183718

Taylor, R. G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., Van Beek, R., Wada, Y., ..., Treidel, H. 2013. Ground water and climate change. *Nat. Clim. Change*. 3(4), 322-329. <https://doi.org/10.1038/nclimate1744>

Thorntwaite, C.W. 1948. An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geogr. Rev.* 38, 55. <https://doi.org/10.2307/210739>.

Todini, E., L. Ciarapica. 2001 The TOPKAPI model. In V.P. Singh et al., editor, *Mathematical models of large watershed hydrology*, page Chapter 12. Water resources publication, Littleton, Colorado, USA

Tomei, M.C., Mosca Angelucci, D. 2021. Chapter 38: Biological wastewater treatment as an opportunity for energy and resource recovery. In *Sustainable Industrial Water Use: Perspectives, Incentives, and Tools*. Davis and Rosenblum Eds. https://doi.org/10.2166/9781789060676_0407

Timotewos, M.T., Barjenbruch, M., Behailu, B.M. 2022. The Assessment of Climate Variables and Geographical Distribution on Residential Drinking Water Demand in Ethiopia. *Water*, 14, 1722. <https://doi.org/10.3390/w14111722>

The European House – Ambrosetti, 2024. *Libro Bianco per l'Italia 2024. Valore acqua per l'Italia*. <https://eventi.ambrosetti.eu/valoreacqua2024/wp-content/uploads/sites/262/2024/03/Libro-Bianco-Valore-Acqua-per-l'Italia-2024.pdf>

UN 2022. *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. United Nations - Department of Economic and Social Affairs - Population Division. <https://www.un.org/development/desa/pd/>

UNESCO. 2021. *The United Nations world water development report 2021: valuing water; facts and figures*. UNESDOC Digital library. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375751>

Van Aken, M., 2012. *La diversità delle acque. Antropologia di un bene molto comune. Altravista. Lungavilla (PV)*. ISBN: 9788895458588

Vanham, D., 2018. The water footprint of the EU: quantification, sustainability and relevance. *Water International*. 43(6), 731-745. <https://doi.org/10.1080/02508060.2018.1516097>

Vanham, D., Bidoglio, G. 2013. A review on the indicator water footprint for the EU28. *Ecol. Indic.* 26, 61-75. <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2012.10.021>

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I., 2010. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Climate*, 23, 1696-1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>

Viola, C. O., Oliver, C. 2020. The future of water: How innovations will advance water sustainability and resilience worldwide. *World Bank Blogs*. <https://blogs.worldbank.org/en/water/future-water-how-innovations-will-advance-water-sustainability-and-resilience-worldwide>

Voinov, A., Jenni, K., Gray, S., Kolagani, N., Glynn, P. D., Bommel, P., Prell, C., Zellner, M., Paolisso, M., Jordan, R., Sterling, E., Schmitt Olabisi, L., Giabbanelli, P. J., Sun, Z., Le Page, C., Elsayah, S., BenDor, T. K., Hubacek, K., Laursen, B. K., ... Smajgl, A. 2018. Tools and methods in participatory modeling: Selecting the right tool for the job. *Environ. Model. Softw.* 109, 232-255. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.08.028>

Vonk, E., Cirkel, D.G., Blokker, M. 2019. Estimating Peak Daily Water Demand under Different Climate Change and Vacation Scenarios. *Water*, 11, 1874. <https://doi.org/10.3390/w11091874>

Wan, X., Khorsandi Kuanestani, P., Farmani, R., Keedwell E. 2022. Literature Review of Data Analytics for Leak Detection in Water Distribution Networks: A Focus on Pressure and Flow Smart Sensors. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 148(10). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001597](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001597)

Wang, X., Zhang, J., Shahid, S., Guan, E. Wu, Y, Gao, J., He, R. 2014. Adaptation to climate change impacts on water demand. *Adapt Strat. Global Chang. Mitig.* <https://doi.org/10.1007/s11027-014-9571-6>

Water Footprint Network. 2024. *Everything we use, wear, buy, sell and eat takes water to make*. <https://www.waterfo->

[otprint.org/water-footprint-2/what-is-a-water-footprint/](https://www.waterfootprint.org/water-footprint-2/what-is-a-water-footprint/)

Weiss, H., Courty, M.A., Wetterstrom, W., Guichard, F., Senior, L., Meadow, R., et al. 1993. The Genesis and Collapse of Third Millennium North Mesopotamian Civilization. *Sci.* 261(5124), 995-1004 <https://doi.org/10.1126/science.261.5124.995>

Weiss, H. 2016. Global megadrought, societal collapse and resilience at 4.2-3.9 ka BP across the Mediterranean and west Asia. *Past Global Changes*. 24(2), 62-63. <https://doi.org/10.22498/pages.24.2.62>

Wilhite, D. A., Glantz, M. H. 1985. Understanding: the drought phenomenon: the role of definitions. *Water International*, 10(3), 111-120. <https://doi.org/10.1080/02508068508686328>

Wittfogel, K. A. 1957. *Oriental Despotism: A Comparative Study of Total Power*. Yale University. New Haven Press. London. Oxford University Press [traduzione italiana: *Il dispotismo orientale*. 1980. Firenze, Sugarco]. ISBN: 9788895563633

World Bank. *Global Water Security and Sanitation Partnership (GWSP) Annual Report 2022 (English)*. Washington, D.C. World Bank Group. <https://www.worldbank.org/en/topic/water/publication/global-water-security-and-sanitation-partnership-annual-report-2022>

World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). 2018. *Circular Metrics-Landscape Analysis*. https://docs.wbcsd.org/2018/06/Circular_Metrics-Landscape_analysis.pdf

Worster, D. 1985. *Rivers of Empire. Water, Aridity and the American West*. Oxford University Press, Oxford. ISBN: 9780195078060

Zisopoulou, K., Karalis, S., Koulouri, M.E., Pouliasis, G., Korres, E., Karousis, A., Triantafilopoulou, E., Panagoulia, D. 2018. Recasting of the WEF Nexus as an actor with a new economic platform and management model. *Energy.Pol.*, 119, 123-139. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.04.030>

How to cite

Lauteri, M., Amadio, J., Braca, G., Bussetini, M., Casaioli, M., Chiocchini, F., Ciampitello, M., Ciolfi, M., De Girolamo, A.M., Di Salvo, C., Giordano, R., Lastoria, B., Mariani, S., Masciale, R., Menichini, M., Mosca Angelucci, D., Pagano, A., Passarella, G., Petrangeli, A.B., Petrangeli, E., Portoghese, I., Piva, F., Tropeano, R., Romano E. 2024. "Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 386-473. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/11>



Keywords
biodiversity
ecosystem functions
drought
biotic index
aquatic states
species distribution models

Parole-chiave
biodiversità
funzioni ecosistemiche
siccità
indici biotici
aquatic states
species distribution models

Curatore
Fabrizio Stefani
CNR
Istituto di ricerca sulle acque

Con contributi di
CNR
Istituto di ricerca sulle acque
Raffaella Balestrini
Anna Barra Caracciolo
Angela Boggero
Andrea Buffagni
Marzia Ciampittiello
Diego Fontaneto
Stefano Mammola
Michelangelo Morganti
Silvia Quadroni
Pompilio Vergine

CNR
Istituto di ricerca
sugli ecosistemi terrestri
Tiziana Di Lorenzo

Siccità ed ecosistemi

12.1	Introduzione	477
12.2	Impatti diretti e indiretti degli eventi siccitosi sulla biodiversità e funzionalità degli ecosistemi	481
12.2.1	Effetti sulla biodiversità: fiumi, torrenti e reticolo idrografico minore	481
12.2.2	Effetti sulla biodiversità: laghi alpini e subalpini	486
12.2.3	Effetti sulla biodiversità: impatti sulle aree umide	488
12.2.4	Effetti sulla funzionalità ecologica	490
12.2.5	Effetti sull'erogazione dei servizi ecosistemici	492
12.3	Gli strumenti per il monitoraggio	496
12.3.1	Indicatori per le acque superficiali	496
12.3.2	Indicatori per le acque sotterranee	498
12.4	Strumenti modellistici di analisi e previsionali	500
12.4.1	Gli approcci basati sul concetto di <i>Aquatic States</i>	500
12.4.2	Modelli correlativi di distribuzione delle specie	501
12.5	Le domande di ricerca	502
12.6	Referenze bibliografiche	504



Introduzione

12.1

In una visione olistica, oltre ai fabbisogni per i diversi usi antropici e alle eventuali restituzioni, la definizione del bilancio idrico a scala di bacino idrografico deve tener conto delle risorse necessarie per la conservazione degli ecosistemi acquatici e di quelli a essi connessi. A partire dall'inizio degli anni '2000, all'interno del bilancio idrico è prevista una componente di natura vincolistica, destinata alla tutela ambientale delle acque superficiali, il Deflusso Minimo Vitale (DMV), ossia quella portata istantanea che deve essere mantenuta in tratti omogenei del corso d'acqua al fine di garantire la salvaguardia delle sue caratteristiche fisiche, delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque, nonché il mantenimento delle biocenosi tipiche delle condizioni naturali (D.M. 28/07/2004; D.Lgs. 152/2006). A seguito del recepimento (WFD CIS, 2015) della Direttiva Quadro sulle Acque (Water Framework Directive - WFD, 2000/60/CE), tale componente è in fase di aggiornamento con il passaggio dal DMV al Deflusso Ecologico (DE): con esso, anziché garantire una portata istantanea minima a valle delle opere di derivazione e/o captazione, ci si orienta verso il mantenimento di un regime idrologico congruente con gli obiettivi ambientali indicati dalla WFD così come definito dalla Direttiva Deflussi Ecologici del 2017 (DD 30/STA). Il DE prevede quindi che in ogni sezione di un corso d'acqua naturale la portata che transita abbia caratteristiche di naturalità, mantenendo valori non inferiori a quanto il fiume necessita per assicurare il buono stato ecologico. Si ha quindi il passaggio dal concetto di "soglia" a quello di "regime" che deve tener conto dell'evoluzione naturale degli andamenti temporali delle portate dei corsi d'acqua.

La Direttiva Deflussi Ecologici si pone l'obiettivo di conseguire l'equilibrio tra tre elementi: il raggiungimento del buono stato ecologico dei corpi idrici, le richieste per gli utilizzi idrici e la diminuzione di disponibilità di risorse idriche a causa degli effetti dei cambiamenti climatici. La tendenza in aumento delle temperature, la variazione del regime pluviometrico e il conseguente aumento di periodi prolungati di siccità pongono l'urgenza di riesaminare e adattare gli strumenti attuativi finora vigenti per garantire la gestione integrata quali-quantitativa e il razionale utilizzo delle risorse idriche.

Se da un lato il quadro normativo si sta evolvendo rapidamente e favorevolmente, dall'altro va notato come l'applicazione dei DE su tutto il territorio nazionale sia purtroppo ancora lontana dal concretizzarsi. In alcuni contesti italiani, soprattutto quelli interessati negli ultimi decenni da maggiore scarsità idrica, non si è mai giunti nemmeno al rilascio del DMV (Moccia et al., 2020), che nella maggior parte dei casi viene calcolato su base idrologica come unico valore soglia equivalente al 10% della portata media annua naturale o tutt'al più come pochi valori soglia stagionali determinati in sperimentazioni volte ad adeguare i rilasci di DMV ai diversi utilizzi antropici dell'acqua nell'arco dell'anno (Quadroni et al., 2017; Salmasso et al., 2018a). Dove il DMV è regolarmente rilasciato si ricorre usualmente a deroghe durante periodi di siccità prolungata come quello verificatosi nel 2022. Tali deroghe hanno come obiettivo quello di consentire un uso sostenibile dell'acqua in situazioni di crisi idrica così da coniugare la tutela dell'ambiente con le esigenze antropiche (es. DGR Emilia-Romagna 802/2022, DGR Lombardia 6468/2022).

La definizione dei DE deve necessariamente tenere conto dei diversi contesti idro-geografici, climatici e socio-economici presenti sul territorio nazionale nonché degli scenari meteo-climatici previsti per i prossimi decenni. Nonostante l'incertezza nella modellazione degli scenari idro-climatici, esiste un consenso generale sul previsto incremento dei periodi di siccità nell'Europa Centro-Meridionale (Amraoui et al., 2019; De Girolamo et al., 2017b; De Niel et al., 2019; Giuntoli et al., 2015). Come conseguenza principale si avrà una profonda modifica dei regimi idrologici con un aumento dei fiumi temporanei a discapito di quelli perenni, esacerbata dal crescente prelievo idrico per i diversi utilizzi antropici nel bacino mediterraneo (Piano et al., 2019; Skoulikidis et al., 2017). Questo fenomeno, che in parte si sta già verificando, ha effetti dannosi sulla biodiversità e sulla funzionalità degli ecosistemi, in particolare di quelli alpini ma non solo. A differenza dei fiumi naturalmente intermittenti, dove le secche fanno parte del regime idrologico annuale, la sempre più frequente e prolungata scarsità idrica nei fiumi perenni, come quelli presenti nell'arco alpino e appenninico, rappresenta un fenomeno relativamente recente (ad eccezione dei tratti lasciati in secca da parte dell'uomo prima dell'introduzione del DMV) e, quindi, una minaccia maggiore per la conservazione degli habitat ed ecosistemi a essi collegati (Doretto et al., 2020).

L'attuale modello di tipizzazione – sviluppato per sostenere l'impianto classificatorio dello stato ecologico per la WFD – attraverso il quale i vari tratti omogenei dei corsi d'acqua italiani sono attribuiti a tipi fluviali discreti, contiene già informazioni connesse agli aspetti idrologici prevalenti (Buffagni et al., 2006, D.M. 131 del 16.6.2008). L'evidenza dei cambiamenti globali in corso, infatti, ha fatto sì che il modello tipologico proposto fosse già orientato a cogliere differenze e varia-

zioni in chiave di disponibilità idrica, così importanti in area mediterranea. In seguito all'assegnazione a una idro-ecoregione su base geografica, il primo fattore da considerare nell'attribuzione del tipo è la perennità del corpo idrico. Qualora quest'ultimo risultasse temporaneo, ne viene valutato il livello di persistenza (attesa naturale), integrandolo infine con le caratteristiche morfologiche dell'alveo. È inoltre prevista la possibilità di un affinamento di terzo livello, volto a supportare approfondimenti effettuati a scala locale/di bacino sulla base di informazioni di dettaglio, per il quale è rimarcata l'importanza del regime idrologico, anche in chiave sito-specifica. La definizione del DE può quindi utilmente essere innestata sul quadro tipologico esistente, avendo cura di considerare il *continuum* idrologico e di habitat che caratterizza gli ecosistemi fluviali. La struttura e la composizione delle comunità biologiche nei tratti temporanei dei corsi d'acqua sono fortemente dipendenti dai cambiamenti temporali degli habitat acquatici determinati dalle condizioni idrologiche. Nella valutazione dello stato ecologico, anche ai fini della gestione del bilancio idrico, è quindi cruciale considerare il ruolo dell'habitat. Ad esempio, il regime idrologico dei fiumi temporanei può essere tradotto in una successione di diversi stati acquatici che riassumono gli stati transitori degli habitat che si possono verificare in un dato tratto e in un dato momento al variare delle condizioni idrologiche; in una ben nota schematizzazione del processo (Gallart et al., 2012), sono descritti sei stati, a ognuno dei quali è associata la presenza di diverse e specifiche associazioni biologiche. Tra questi lo stato "iporreico" (il deflusso superficiale è completamente assente ma è presente il deflusso iporreico) e quello "edafico" (sono assenti sia il deflusso superficiale sia quello iporreico) possono riassumersi in un unico stato definito *dry*, caratterizzato da assenza di deflusso

superficiale che si verifica in condizioni di siccità. Tale stato, nella sua manifestazione più estrema, è caratterizzato dalla presenza di sole forme di resistenza della fauna acquatica e dalla colonizzazione dell'alveo fluviale da parte della flora e della fauna terrestre. Nel caso in cui tale stato perduri per molte settimane, si giunge alla creazione di un ecosistema molto diverso dall'originale, con conseguenze difficilmente o non reversibili. Occorre dunque conservare l'integrità complessiva dei regimi idrologici e degli habitat che ne derivano al fine di evitare il passaggio verso gli stati estremi (non soltanto l'edafico) nei corsi d'acqua perenni e di non alterarne la frequenza temporale e la durata in quelli intermittenti. Ciò al fine ultimo di tutelare la biodiversità e la funzionalità degli ecosistemi.

Per quanto riguarda i laghi, non si sono sviluppati al momento approcci analoghi che riguardino la tutela di tali ecosistemi rispetto alle criticità legate a prolungati eventi siccitosi. Tutto questo perché, come analizzato nei paragrafi successivi (12.2.2 *Effetti sulla biodiversità: laghi alpini e subalpini*), i grandi laghi profondi subalpini o dell'Italia centrale risentono per ora solo nella parte litorale dei cambiamenti climatici con aumenti di temperature e abbassamenti del livello delle acque. I piccoli laghi alpini, invece, insieme a quelli mediamente profondi o laminari alimentati anche da acque sotterranee sono quelli più colpiti da eventi siccitosi di lunga durata, con ripercussioni notevoli sulla flora e sulla fauna che li abita, fino alla loro completa scomparsa (Salerno et al., 2014). Questi ecosistemi minori, tuttavia, sono spesso esclusi dai monitoraggi di routine, per cui tali cambiamenti risultano normalmente sottovalutati, nonostante il valore ecologico e naturalistico, nonché la capacità di generare servizi ecosistemici, siano di assoluta rilevanza. Ovviamente gli impatti della

siccità non si limitano ai soli ecosistemi fluviali o lacustri, ma si manifestano su una scala più ampia coinvolgendo anche gli altri ecosistemi a essi interconnessi. Pertanto, il monitoraggio e la valutazione di questi impatti dovrebbe inserirsi in un contesto normativo più ampio rispetto alla WFD, ovvero quello che regola la protezione dell'ambiente in generale. Va sottolineata in questo contesto la particolare fragilità delle cosiddette "zone umide", ovvero aree interne o costiere, generalmente ad acque ferme, dove si sviluppano ecosistemi e cenosi specifiche e uniche di questi ambienti, la cui rilevanza è nota non solo per le comunità acquatiche ma, ad esempio, anche per quelle ornitiche. Inoltre, queste aree sparse sul territorio fungono da *stepping stones* (aree di raccordo tra ambienti naturali, fondamentali per gli spostamenti migratori e la connessione fra le popolazioni) della rete sovranazionale di conservazione e protezione ambientale. Un piano di monitoraggio soddisfacente in questo senso dovrebbe perlomeno partire dalle aree protette dalla convenzione Ramsar (D.P.R. 448/1976) nonché dalle Direttive comunitarie Habitat (1992/43/CEE) e Uccelli (2009/147/CE), gli strumenti cardine di Rete Natura 2000 in Europa. Va sottolineato che la rete di aree protette da queste normative, per cui è previsto un monitoraggio periodico della qualità ecosistemica, copre sostanzialmente fiumi e laghi di maggiori dimensioni, nonché numerose aree umide minori tanto costiere quanto interne. Purtroppo, molti piccoli corpi idrici sono esclusi dalle normative, sebbene spesso essi costituiscono in termini lineari la gran parte del reticolo idrografico, e questa svista mette a rischio questi ecosistemi unici e le specie lì presenti. Non dobbiamo poi dimenticare anche altre direttive, quali la Direttiva sull'Acqua potabile (2020/2184), la Direttiva sulle Acque di balneazione (2006/7/CE), la Direttiva Nitrati (91/676/

CE) e la Direttiva sul Trattamento delle acque reflue urbane (91/271/CEE), che possono essere viste come pezzi di un puzzle più ampio che, quando applicate coerentemente, contribuiscono in modo sinergico a monitorare e sostenere la qualità delle risorse idriche, nella loro interezza, a beneficio sia dell'uomo che della biodiversità.

Da un punto di vista ecosistemico, non si possono inoltre trascurare le acque sotterranee, sia per loro valenza intrinseca, sia per il loro ruolo chiave per la fornitura di servizi ecosistemici. Le acque sotterranee rappresentano una parte vitale del ciclo globale dell'acqua, ospitano una biodiversità unica e forniscono servizi essenziali alle società. Nonostante siano la più grande risorsa di acqua dolce in forma liquida, in un periodo di esaurimento dovuto all'estrazione e all'inquinamento, gli ambienti delle acque sotterranee sono stati ripetutamente trascurati nelle agende globali di

conservazione della biodiversità (Saccò et al., 2024). In Italia, il 79% dei corpi idrici monitorati si trova in un buono stato quantitativo, mentre il 19% versa in uno stato quantitativo scarso e il 2% ha uno stato quantitativo non ancora determinato. Le principali pressioni che causano il mancato raggiungimento di un buono stato quantitativo in Italia sono l'estrazione di acqua sotterranea per l'approvvigionamento idrico pubblico, l'agricoltura e l'industria (EEA, 2018). Questo è problematico, poiché i corpi idrici sotterranei in cattivo stato quantitativo influiscono negativamente sullo stato ecologico delle acque superficiali e degli ecosistemi terrestri da essi dipendenti (*groundwater-dependent ecosystems*) (Venarsky et al., 2023). Uno scarso stato quantitativo ha effetti diretti sulla biodiversità sotterranea, che attualmente conta oltre 25 000 specie di acque sotterranee dolci e salmastre. Gli effetti sulla biodiversità sono ancora però poco chiari e studiati (Nanni et al., 2023).



Impatti diretti e indiretti degli eventi siccitosi sulla biodiversità e funzionalità degli ecosistemi

Effetti sulla biodiversità: fiumi, torrenti e reticolo idrografico minore

Nella Direttiva Quadro sulle Acque lo stato ecologico viene definito come un'espressione della qualità della struttura e della funzionalità degli ecosistemi acquatici ed è ormai ampiamente dimostrato come la biodiversità sia un fattore determinante per la produttività e la stabilità degli ecosistemi (Tilman et al., 2014). Per quanto riguarda gli effetti specifici degli eventi siccitosi sulla biodiversità, essi possono esplicarsi su tutte le componenti e a tutti i livelli di complessità biologica, fino a interessare interi ecosistemi, con ripercussioni anche a livello paesaggistico.

Gli aspetti più evidenti sono quelli legati ai sistemi lotici, ad acqua corrente, laddove la riduzione dei flussi naturali determina una serie di effetti negativi quali:

- la riduzione dell'habitat disponibile, in funzione di velocità, profondità, substrato, e in genere di tutti i parametri che definiscono la nicchia ecologica ottimale di ogni specie;
- la compromissione delle fasi riproduttive di molte specie, in particolare quelle a riproduzione estiva;
- l'innalzamento della temperatura oltre i limiti fisiologici di tolleranza di molte specie, in particolare quelle di acque fredde, e la frequente diminuzione della concen-

trazione di ossigeno disciolto, che limita la presenza dei taxa più sensibili;

- la diminuita diluizione dei carichi inquinanti, fino al caso non tanto raro di corsi d'acqua il cui intero deflusso risulterebbe supportato unicamente dalle acque di scarico o di depurazione (si veda a tal proposito il box sull'evento siccitoso del 2022/2023 nel bacino del Po nel Capitolo 10).

Per quanto riguarda le specie ittiche, a livello globale numerosi sono gli studi che evidenziano come esse possano essere interessate da tutti gli aspetti sopra citati, con conseguenze in termini di declino di popolazione, sovraffollamento, isolamento di popolazioni o spostamenti verso altre aree o bacini più idonei, qualora possibile (Matthews e Marsh-Matthews, 2003). In genere, il passaggio da regime permanente a intermittente di un corso d'acqua può determinare conseguenze negative per la dinamica di popolazione delle specie ittiche, dipendenti dal mantenimento di una minima continuità longitudinale. Infatti, la frammentazione, naturale o indotta dalle opere antropiche, può convertire i rifugi temporanei (pozze, aree ombreggiate, etc.) in trappole ecologiche (Schiavon et al., 2024). Sempre nel contesto naziona-

le, una recente analisi ha dimostrato come effetti legati al riscaldamento globale, verosimilmente associati alla siccità, abbiano determinato negli ultimi 20 anni la contrazione marcata della distribuzione di alcune specie ittiche predatrici legate ad acque fredde, come la trota marmorata (*Salmo marmoratus*), e favorito al contempo la sostituzione di alcune specie chiave, in termini di biomassa, con altre, tra cui le specie non originarie dei bacini studiati (alloctone) (Stefani et al., 2020).

Per quanto riguarda la comunità bentonica, mentre quella presente nei fiumi temporanei, tipici dell'area mediterranea, è adattata alla presenza di periodi di siccità nell'arco dell'anno, quella dei corsi d'acqua perenni, come i torrenti alpini, è costituita da specie che, nella maggior parte dei casi, non sono in grado di mettere in atto strategie per sopravvivere a tali periodi. Pertanto, il passaggio dei corsi d'acqua montani da sistemi perenni a sistemi temporanei può comportare effetti dannosi a lungo termine sulla loro biodiversità (Durance e Ormerod, 2007; Pinna et al., 2016). L'essiccamento, influenzando i tassi di mortalità, rappresenta una pressione selettiva primaria sulle specie che compongono le comunità ac-

quatiche. Saranno favorite le specie che possono tollerare condizioni di siccità e/o sfavorite le specie prive di meccanismi di resistenza o resilienza a tale disturbo, in conformità con l'*habitat templet theory* (Southwood, 1977). Potrebbe verificarsi quindi una riduzione netta della biodiversità oppure una sostituzione di specie non adattate con specie adattate a far fronte a periodi siccitosi. Entrambi i fenomeni possono comportare un'omogeneizzazione biotica dei corsi d'acqua a causa della perdita di specie rare e specializzate e dell'aumento di specie tolleranti. Tali alterazioni delle biocenosi fluviali potrebbero essere temporanee (settimane o mesi) o a lungo termine (Pastor et al., 2022), (*drying memory*, Datry et al., 2011). Uno studio recente in contesto alpino (Piano et al., 2019) ha evidenziato un'alterazione significativa delle comunità di macroinvertebrati bentonici, ma non di diatomee, in tratti torrentizi temporanei rispetto a tratti perenni: nei primi è stata rilevata una diversa composizione delle specie e bassi valori di diversità dovuti alla sostituzione di taxa monovoltini con respirazione acquatica, che preferiscono acque oligotrofiche a corrente medio-veloce, con taxa plurivoltini con respirazione aerea, che preferiscono habitat lenticici.



La siccità del 2022-2023 nel bacino del fiume Po. Aspetti ecosistemici nel caso di studio del fiume Ticino

Il fiume Ticino sublacuale è regolato da molteplici dighe e derivazioni per diversi utilizzi antropici, soprattutto legati all'agricoltura e alla produzione di energia idroelettrica. In particolare, la Diga della Miorina regola i livelli del Lago Maggiore dal 1943 mentre è presso la Diga del Panperduto che la maggior parte dell'acqua del fiume viene deviata dal 1884. La gestione dei livelli del lago è quindi strettamente connessa con le esigenze antropiche a valle dello stesso, soprattutto con la necessità di acqua per l'irrigazione nel periodo estivo. Allo stesso tempo la regolazione dei livelli del lago deve tener conto anche delle esigenze ambientali dell'ecosistema fluviale, garantendo il rilascio del DE a valle di dighe e derivazioni. Siccome i valori di DMV nel fiume Ticino sono stati definiti a seguito di una sperimentazione in cui è stato verificato il raggiungimento del buono stato ecologico del corso d'acqua ai sensi della WFD, finora non sono state applicate variazioni e quindi DMV e DE coincidono. A valle della Diga del Panperduto il

DMV/DE varia dal 6% all'11% della portata media annua naturale (24 m³/s da gennaio a maggio, 17 m³/s da giugno ad agosto e 31 m³/s da settembre a dicembre).

Il regime idrologico di questo fiume è tipicamente caratterizzato da due periodi di magra (estivo e invernale) e due periodi di morbida (primaverile e autunnale). Tuttavia, il 2022 è stato un anno straordinariamente siccitoso con l'assenza di periodi di morbida e la deroga al DMV per tredici giorni durante il periodo estivo (da 17 a 14 m³/s) (Fig. 12.1).

La registrazione in continuo dei dati chimico-fisici nell'ambito del Progetto INTERREG Italia-Svizzera Parchi Verbano Ticino (2019-2023), rilevati a partire da novembre 2020 in tre stazioni del fiume Ticino (nei pressi della Diga della Miorina e del ponte di Oleggio e a Vigevano) ha permesso di rilevare valori massimi di temperatura pari a 28-29 °C e valori minimi di concentrazione di ossigeno disciolto pari a 4-5 mg/L du-

rante l'estate 2022 (contro valori massimi di temperatura pari a 24-25 °C e valori minimi di concentrazione di ossigeno disciolto pari a 6-7 mg/L registrati nell'estate 2021, anno idrologicamente abbondante) (Quadroni et al., 2022; Quadroni e Crosa, 2023). La durata prolungata di portate basse ha comportato anche aumenti dei valori di conducibilità specifica, misura indiretta di inquinamento delle acque, che ha raggiunto valori massimi superiori a 200-300 µS/cm. I valori di questi tre parametri sono vicini ai limiti di tolleranza di molte specie acquatiche e la loro lettura combinata rappresenta un campanello d'allarme che indica di porre particolare attenzione a possibili effetti avversi di periodi prolungati di siccità, in grado di determinare una riduzione della capacità di autodepurazione del fiume, con una conseguente compromissione della funzionalità dell'intero ecosistema.

L'indagine inerente a possibili cambiamenti nella struttura della comunità di macroinvertebrati bentonici associati a variazioni di portata ha rilevato nei due tratti di fiume Ticino indagati (Somma Lombardo e Oleggio) la presenza di una comunità abbastanza stabile, che si è adattata nel corso dei decenni a un ambiente lotico regolato. Seppur la comunità macrobentonica del Ticino si sia mostrata resistente e/o resiliente, alcune variazioni nella sua composizione registrate durante l'estate 2022, come l'aumento della densità dei molluschi (soprattutto di quelli alloctoni) e la riduzione della densità degli insetti appartenenti all'ordine degli Efemerotteri, rappresentano ulteriori campanelli d'allarme di un cambia-

mento che, se protratto per un periodo di tempo troppo lungo, potrebbe non essere più reversibile. In questi casi, rilasci di portate più elevate del DMV/DE che vanno a interrompere temporaneamente i periodi di magra prolungati potrebbero determinare un aumento della ricchezza, della diversità e della qualità complessiva dell'ecosistema fluviale.

Un altro esempio riguarda i fontanili, piccoli corpi idrici semi-naturali alimentati dalle acque sotterranee (*groundwater-dependent ecosystems*) molto diffusi nella Pianura Padana e inclusi nella Direttiva Habitat per la presenza di habitat e di specie animali di interesse comunitario. I lunghi periodi di siccità hanno causato abbassamenti importanti della falda e il conseguente prosciugamento di molti fontanili nel periodo invernale. In primavera con l'apertura della stagione irrigua si assiste al rapido rialzo della falda e al ritorno dell'acqua nei fontanili. La tecnica di irrigazione per scorrimento e la perdita di acqua dai canali irrigui non impermeabilizzati favorisce la ripresa della funzionalità ecologica dei fontanili. In questo caso aumentare l'efficienza e la sostenibilità delle tecniche di irrigazione potrebbe avere nell'immediato effetti negativi sulla biodiversità e sul mantenimento di questi preziosi ecosistemi, unici nella Pianura Padana. Sono pertanto auspicabili delle misure di accompagnamento a questa necessaria transizione, come ad esempio l'irrigazione invernale e il recupero di tecniche colturali abbandonate come le marcite.

Figura 12.1

Fiume Ticino a Somma Lombardo (sinistra) e Oleggio (destra) nell'estate 2022. Oltre alla riduzione dell'habitat disponibile per gli organismi acquatici, è evidente la colonizzazione di buona parte dell'alveo fluviale da parte della vegetazione.



Il ruolo dei laghi d'alta quota come risorsa idrica rende necessaria l'adozione di un particolare regime di gestione, non essendo attualmente tutelati da programmi di monitoraggio di lungo termine o direttive o altre forme legislative, in quanto sistemi acquatici di piccole dimensioni. Ricordiamo infatti che le risorse idriche delle Alpi sono "memorizzate" in ghiacciai, laghi e acque sotterranee e che tutti i grandi fiumi hanno le loro sorgenti in montagna. I laghi d'alta quota, pur essendo collocati in aree remote, non interessate da disturbo antropico diretto, sono colpiti da impatti antropici indiretti, fra cui il cambiamento del clima. È stato ad esempio dimostrato che i cambiamenti del regime idrologico possono causare diminuzione delle superfici dei laghi o innalzamento della loro quota media come conseguenza del ritiro dei ghiacciai (Salerno et al., 2014). Sulle Alpi è stato evidenziato (Auer et al., 2007) negli ultimi 250 anni un aumento di temperatura di 1.2 °C nel XX secolo, con due picchi, uno intorno agli anni '50 e l'altro a partire dagli anni '70 del secolo scorso e tuttora in corso. Inoltre, si è osservata una lieve tendenza all'aumento delle precipitazioni nella regione a nord delle Alpi e una diminuzione nella regione a sud. I modelli climatici regionali prevedono per il futuro un continuo aumento delle temperature per le Alpi fino alla fine del XXI secolo, incrementi compresi tra + 2.6 e + 3.9 °C, con un'accelerazione nella seconda metà del secolo (Sherwood et al., 2020). I cambiamenti nelle precipitazioni sono, invece, più moderati in termini di totale annuo, ma mostrano significative variazioni stagionali, soprattutto una diminuzione delle precipitazioni estive accompagnate, nella maggior parte delle regioni, da un incremento in primavera e in inverno (Kotlarski et al., 2023).

Tali modifiche, alcune sostanziali, altre meno, inducono a loro volta effetti sulla fauna e sulla flora che abita questi ambienti, le cui reti alimentari sono altamente semplificate e dipendenti primariamente dalle acque di disgelo glaciale o nivale (Boggero et al., 2019; Tiberti et al., 2020). La sostituzione delle specie stenoterme fredde con specie tipiche di quote più basse, l'alterazione sostanziale dell'intera rete trofica, con effetti anche sulla produttività e trasparenza delle acque, sono fra gli effetti più ricorrenti. In futuro, gli sforzi per preservare la natura incontaminata di questi remoti laghi alpini dovrebbero essere intensificati non solo e soprattutto per la conservazione di questi ambienti come risorsa d'acqua, ma anche perché si prevede un aumento dell'uso ricreativo di questi laghi durante le ondate di caldo estivo come già accaduto nel 2022 e nel 2023.

Gli effetti del cambiamento climatico sui grandi laghi subalpini si esplicano primariamente nell'aumento delle temperature, ma sono state descritte anche conseguenze legate all'abbassamento del livello delle acque. Coerentemente con le previsioni sull'andamento del riscaldamento globale (IPCC, 2023), le indagini più recenti nella regione subalpina meridionale hanno confermato la tendenza dei grandi laghi al riscaldamento (O'Reilly et al., 2015; Pareeth et al., 2017; Salmaso et al., 2018b). Nei laghi profondi, l'aumento della temperatura dell'acqua e l'intensificazione della stratificazione termica provocano una riduzione dell'intensità dei processi di mescolamento profondo verticale invernale e primaverile, con conseguenze sull'ossigenazione delle acque profonde, sulla disponibilità dei nutrienti e, in ultima analisi, sull'aumento

di fioriture algali di specie (*Planktothrix rubescens*, *Anabaena flos-aquae* e *Microcystis aeruginosa*) il cui metabolismo genera tossine e composti odorosi, con conseguenze negative sul turismo e sulla pesca professionale, dovuto allo scadimento organolettico delle specie ittiche planctofaghe. Alcuni studi, condotti sulle rive del Lago Maggiore (Boggero et al., 2022), hanno evidenziato come l'innalzamento delle temperature lungo le rive, aggravato dall'intensificarsi degli abbassamenti di livello a seguito dell'acuirsi dei fenomeni siccitosi, comportino un radicale rivoluzionamento della rete trofica. Ciò avviene attraverso modifiche nell'abbondanza e nella diversità dei macroinvertebrati bentonici, che risultano essere minori in presenza di livelli bassi del lago perché gli organismi mal si adattano alle elevate temperature e all'azione

delle onde più impattanti (erosione delle sponde e asporto di particolato di piccole dimensioni verso il fondo) (Fig. 12.2).

Queste variazioni, legate alla dimensione delle specie, incidono sulla rete trofica e sui flussi di energia: infatti, in presenza di piccoli individui, i predatori dovranno catturare più prede per ottenere lo stesso input energetico (Boggero et al., 2022). Anche la meiofauna, in particolare Copepodi, Ostracodi, Acari e Ditteri Chironomidi mostrano abbondanze inferiori durante periodi di basso livello, quando il substrato è più disturbato dall'azione delle onde (Cifoni et al., 2022). Infine, i cambiamenti climatici inducono anche variazioni nella presenza di specie invasive rispetto alle native (Boggero et al., 2019; Boggero et al., 2023; Kamburska et al., 2013; Piscia et al., 2011; Verbrugge et al., 2012).

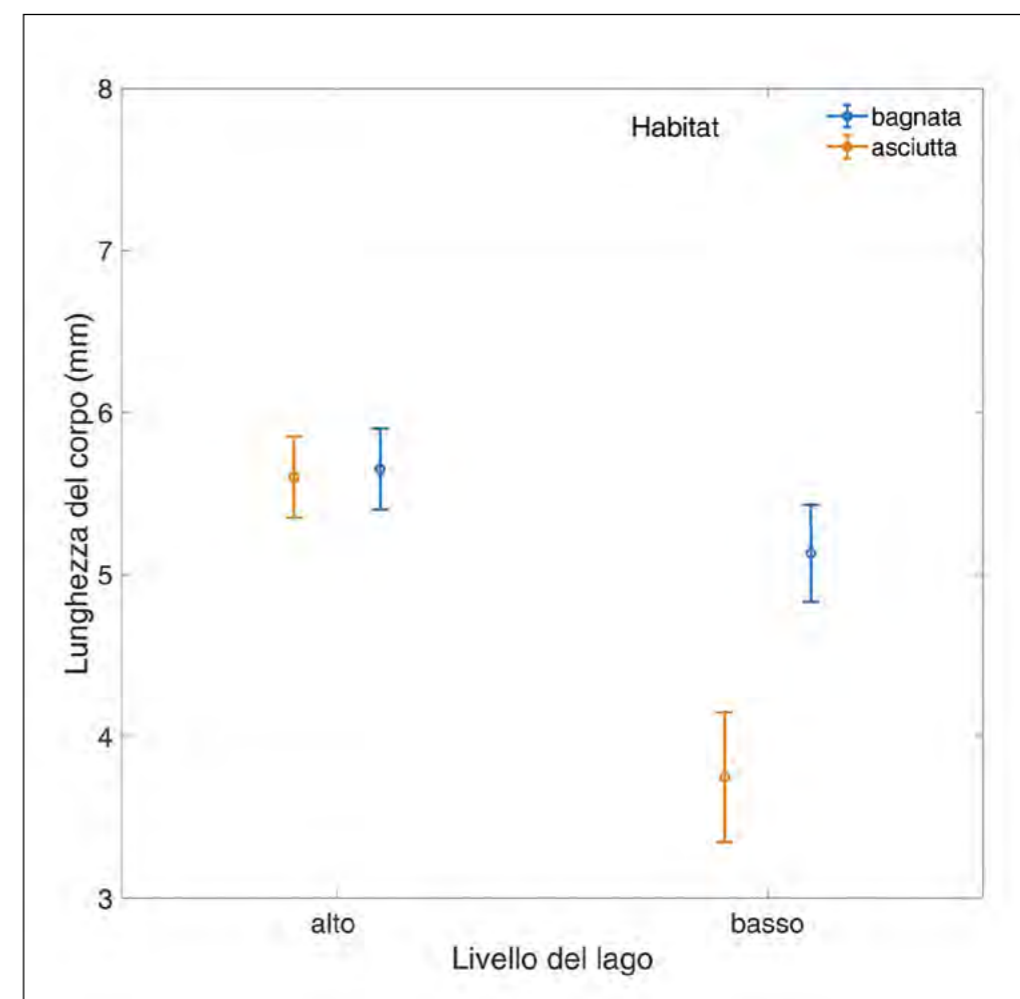


Figura 12.2
Effetti dei livelli bassi e alti del Lago Maggiore sulla lunghezza (media e intervallo di confidenza al 95%) del corpo di larve di chironomidi (*Diptera*) in stazioni che vanno in asciutta o in stazioni che restano sempre bagnate (adattato da Boggero et al., 2022).

Gli effetti delle siccità sugli ecosistemi acquatici hanno riflessi anche sulle comunità non strettamente legate all'acqua, o anche terrestri, come nel caso di anfibi, rettili od uccelli (Fig. 12.3). Un esempio drammatico di cambiamento di regime idrologico, consolidato nel tempo e legato all'incremento delle siccità primaverili, è riferibile ai cambiamenti di gestione agricola delle risaie. Lo stato pregresso, attuato in Pianura Padana per secoli, prevedeva l'allagamento delle camere in primavera e il mantenimento dell'acqua per lunghi periodi, permettendo l'infiltrazione delle acque nel suolo e lo sviluppo di un alto livello di biodiversità acquatica. In Italia, è emblematico il caso della Lomellina, una zona agricola a cavallo tra Piemonte e Lombardia, dove sin dal 1400 una fitta rete di canalizzazioni sfrutta l'acqua dei fiumi Po, Sesia e Ticino per la coltivazione del riso, dando origine dal XIX secolo al più grande distretto risicolo europeo. In quest'area, le risaie hanno completamente trasformato il territorio e assunto il ruolo ecosistemico storicamente rivestito dalle vaste aree umide caratteristiche del paesaggio alluvionale naturale della Pianura Padana. Questo paesaggio umido quasi completamente artificiale ha rappresentato nel corso degli ultimi 200 anni una vera oasi per un'ampia varietà di specie animali e vegetali, che vedevano ridursi la disponibilità di habitat parallelamente all'industrializzazione e antropizzazione di uno dei territori più densamente abi-

tati d'Europa. Tra queste specie, le più studiate sono forse gli aironi (famiglia Ardeidae), che in Lomellina sono presenti come nidificanti con tutte le specie europee e, nel loro complesso, con una delle più importanti popolazioni continentali, toccando le 31 000 coppie attorno al 1990 (Fasola et al., 2023). Da alcuni anni, in Lomellina si è concretizzato un cambiamento radicale delle politiche agricole e si è diffuso l'utilizzo di sistemi di coltivazione del riso in asciutta. In questa modalità, l'acqua, comunque presente nei canali e nel sistema irriguo, viene lasciata correre a valle, e le camere di risaia restano senz'acqua per la maggior parte del ciclo produttivo. Va sottolineato che pratiche di coltivazione in asciutta totale o parziale sono sostenute con incentivi comunitari in quanto il risparmio della risorsa acqua in ambito agricolo è visto come pratica da favorire. Studi realizzati tramite interpretazione di immagini satellitari hanno permesso di quantificare come l'estensione delle camere di risaia allagate della Lomellina nel 2021 era ridotta al 5% di quella del 2000, ovvero una riduzione del 95% in vent'anni (Ranghetti e Boschetti, 2022). Le conseguenze di questa siccità volontariamente indotta sono tuttavia gravissime per l'ecosistema che le risaie allagate sostengono da tempi storici. Infatti, la semina in asciutta e la sospensione della sommersione in periodo invernale, comportano periodi più o meno prolungati di asciutta con una sostanziale perdita di

biodiversità a beneficio di specie invasive animali a partire dagli invertebrati quali *Lissorhoptrus oryzophilus* (Coleoptera), *Procambarus clarkii* (Decapoda), *Corbicula fluminalis* (Bivalvia) e *Meloidogyne graminicola* (Nematoda) che possono sopravvivere e si diffondono anche in periodi di scarsità idrica (Gherardi et al., 2014; Sacchi et al., 2021). A livelli trofici superiori, è stato chiaramente dimostrato come la comunità di uccelli acquatici del comparto risicolo in questione, che era arrivata a costituire sino al 30% delle popolazioni europee per alcune specie (ad esempio, la garzetta *Egretta garzetta*), abbia subito effetti significativi da questa politica agricola, tra cui una forte contrazione della popolazione per le specie più sensibili (ad esempio, la garzetta nitticora *Nycticorax nycticorax*) e, per le più adattabili (ad esempio, l'airone cenerino *Ardea cinerea*) e un dislocamento della popolazione verso i margini della pianura (Fasola et al., 2022). Sfortunatamente, il declino popolazione degli ardeidi legati al comparto agricolo della Lomellina, è solo uno degli esempi che riguardano l'andamento negativo delle specie di uccelli legati alle zone umide interne. La progressiva riduzione dell'estensione, oltre che della qualità degli habitat è probabilmente la principale causa di contrazione delle popolazioni di queste specie sentinella del cambiamento globale, di cui si stima che il 32% delle popolazioni europee sia in declino negli ultimi 10 anni.

Figura 12.3

Gli effetti delle siccità hanno riflessi non solo sugli organismi e processi strettamente acquatici, ma si esplicano dalle sorgenti alle foci in mare anche sugli organismi terrestri che li si nutrono: (a) *Phoenicopterus roseus*; o che li si riproducono: (b) *Salamandra salamandra*, (c) *Cinclus cinclus*, (d) *Bufo bufo*.



La funzionalità ecologica si riferisce a quei processi che regolano il flusso di energia e materia all'interno degli ecosistemi, come ad esempio il metabolismo, la decomposizione, la produzione secondaria, la ritenzione dei nutrienti, ed è complementare alla struttura degli ecosistemi, cioè all'insieme delle caratteristiche fisiche dell'ecosistema e delle comunità biologiche, e propedeutica all'ottenimento di benefici ecosistemici. È quindi fondamentale la conoscenza degli effetti dei cambiamenti nel regime idrologico sulla funzionalità degli ecosistemi acquatici.

L'aumento degli eventi siccitosi dovuto ai cambiamenti climatici e all'impatto di alcune attività antropiche (ad esempio, prelievi, deforestazione), ha come effetto il passaggio da regimi permanenti a regimi temporanei osservato in molti fiumi, non solo nelle zone aride e semi-aride, ma anche nelle zone temperate e boreali (Tiwari et al., 2022). Nei corsi d'acqua, gli habitat superficiali, a bassa profondità ed elevata corrente, sono i primi a scomparire, mentre si creano una serie di *pool* frammentate. Successivamente, anche il comparto iporreico si asciuga e, con il progressivo abbassamento della falda freatica, si arriva al completo isolamento idrologico dei comparti fluviali e a una precoce defogliazione della vegetazione riparia. Questo stato di asciutta verrà interrotto dal processo cosiddetto di *rewetting* con il ritorno di un flusso che generalmente è molto rapido e associato a un intenso recupero dei processi biogeochimici.

Da un punto di vista prettamente chimico, i periodi siccitosi determinano generalmente un aumento della conducibilità, ovvero maggiori concentrazioni di specie

ioniche (Mosley, 2015) a causa dell'evapotraspirazione e di una minore diluizione di eventuali immissioni contaminanti. Il comportamento dei nutrienti è più complesso: si può avere una diminuzione delle concentrazioni di specie azotate e fosforo nel caso in cui vi sia riduzione degli input dal bacino, assimilazione da parte di alghe e macrofite o aumento della denitrificazione, favorita da tempi di residenza più lunghi (Colombo et al., 2024; Yang et al., 2023) o, al contrario, un aumento nel caso di fiumi esposti a sorgenti puntiformi come scarichi industriali, civili o agricoli, a causa di una ridotta diluizione dei carichi inquinanti (De Girolamo et al., 2017a).

Gli effetti della siccità sulla funzionalità degli ecosistemi fluviali sono però fortemente dipendenti dal biofilm, consorzio di eterotrofi (batteri e funghi) e autotrofi (alghe e cianobatteri) estremamente attivi nell'utilizzare substrati organici e inorganici presenti nell'acqua, ma anche in grado di sfruttare la luce e altre sorgenti chimiche di energia. Il biofilm è la più rilevante interfaccia biologica, in particolare nei fiumi intermittenti, quando il ruolo della colonna d'acqua è limitato per lunghi periodi del ciclo idrologico (Sabater et al., 2016). All'interno del biofilm le comunità coesistono in una matrice costituita da polimeri extracellulari idratati in grado di ritenere enzimi e quindi utilizzare materiale ambientale di varia natura e di trasformarlo in nutrienti disciolti disponibili per alghe e batteri. Questa matrice contribuisce alla protezione delle cellule dall'essiccamento e da agenti chimici o dalle radiazioni UV. In condizioni di siccità, l'intermittenza del flusso idrologico ha importanti ripercussioni sul biofilm soprattutto in termini di diminuzione della densità e della biomassa sia dei batteri sia delle alghe,

con conseguenze dirette sul metabolismo dell'ecosistema acquatico (Sabater et al., 2016; Timoner et al., 2012). Alcuni studi (Harjung et al., 2018; Tiwari et al., 2022) indicano inoltre che periodi prolungati di siccità possono portare alla riduzione delle concentrazioni di sostanza organica disciolta in tutti i bacini, come conseguenza della disconnessione idrologica dagli orizzonti organici superficiali dei suoli in estate, e anomali e rapidi rialzi dei livelli nella fase di *rewetting* in autunno.

Negli ambienti in cui le interazioni tra acqua superficiale, acqua sotterranea ed ecosistema terrestre sono fondamentali, come nel caso delle fasce riparie e/o le aree umide, la siccità ha importanti ripercussioni sulla loro funzionalità ecologica, sulla quale – negli ultimi anni – si è concentrato l'interesse non solo degli scienziati, ma anche dei gestori del territorio. Molteplici evidenze scientifiche hanno infatti dimostrato che questi ambienti funzionano come un sistema in grado di attenuare i carichi di contaminanti di origine diffusa provenienti dal bacino circostante (Balestrini et al., 2008; Balestrini et al., 2011; Balestrini et al., 2016, Buffagni et al., 2019; Prosser et al., 2020). L'introduzione e il mantenimento delle fasce vegetate tampone rientra nella legislazione e nelle politiche dell'Unione europea tra le cosiddette *Best Management Practices* con l'obiettivo di proteggere le acque superficiali e sotterranee dall'inquinamento diffuso derivante dalle attività agricole. I principali meccanismi biologici in grado di ridurre la contaminazione da nitrato nelle fasce riparie sono l'assimilazione da parte delle comunità vegetali e batteriche e la denitrificazione che rimuove definitivamente il nitrato trasformandolo in azoto molecolare gassoso. La denitrificazione è uno dei più complessi e dinamici processi biogeochimici che dipende da molti fattori chimici, in primis l'ossigeno e il carbonio, ma anche da fattori idrologici, pedologici

e topografici (Balestrini et al., 2008; Balestrini et al., 2011; Balestrini et al., 2016). La soggiacenza della falda, direttamente legata alle precipitazioni e/o agli emungimenti, regolando l'interazione tra il suolo e l'acqua sotterranea influisce sulla denitrificazione. In condizioni di bassa soggiacenza (inferiori a 1 metro) l'acqua sotterranea raggiunge gli orizzonti del suolo più superficiali e ricchi di sostanza organica dove le attività batteriche sono favorite. Al contrario, la scarsità idrica e l'elevata temperatura sia nei suoli che nei corpi idrici, possono alterare i cicli biogeochimici e anche influenzare la degradazione e circolazione dei contaminanti sia da fonti diffuse che puntiformi. Per esempio, l'assenza prolungata di precipitazioni può concentrare i contaminanti e intrappolare i nutrienti nei corpi idrici intermittenti dove le comunità microbiche, soggette all'essiccamento dei sedimenti, risultano poco attive (Amalfitano et al., 2008). Ciò perché l'attività microbica e i relativi processi metabolici e co-metabolici, che permettono il ricircolo della sostanza organica e la degradazione dei contaminanti, richiedono la presenza di acqua e sono modulati da differenti fattori abiotici che influenzano la composizione e attività dei microorganismi. Inoltre, vi sono fondate preoccupazioni circa la resilienza della funzionalità degli ecosistemi delle acque sotterranee qualora sottoposti a stress idrici. Le comunità microbiche di tali sistemi hanno evoluto tratti funzionali peculiari e convergenti (es. depigmentazione, elongazione delle appendici sensoriali, anoftalmia, microftalmia, bassi tassi metabolici e riproduttivi), così da determinare una scarsa ridondanza funzionale e, in generale, una variabilità di tratti funzionali ridotta rispetto alle comunità degli ecosistemi superficiali (Hose et al., 2022). Ciò si traduce in una riduzione della capacità di una comunità sia di persistere di fronte a disturbi o cambiamenti ambientali (tratti funzionali di risposta), sia di influire sulle

proprietà dell'ecosistema o fornire servizi ecosistemici (tratti funzionali di effetto). Ciò può implicare un periodo relativamente lungo di compromissione funzionale dell'ecosistema acquatico sotterraneo a seguito di una perturbazione che spesso risulta addirittura irreversibile (Mammola et al., 2019; Mammola et al., 2022).

Inoltre, acquiferi molto profondi non favoriscono la rimozione dei nutrienti anche perché i flussi di acqua sotterranea superano la fascia riparia. La profondità della falda influisce infatti anche sull'*uptake* dei nutrienti attraverso gli apparati radicali. Le piante possono modificare la profondità di assorbimento radicale in risposta a cambiamenti delle condizioni ambientali e dell'umidità. La vegetazione, sia terrestre che acquatica, ha un ruolo fondamentale nell'arricchire i sedimenti di carbonio e nutrienti, sia attraverso la decomposi-

zione della lettiera e gli essudati radicali, sia assimilando azoto e fosforo presente nella colonna d'acqua e nei sedimenti, sia favorendo l'azione biologica riducendo i flussi idraulici, fornendo superficie per la colonizzazione del biofilm, od ospitando comunità bentoniche accumulatrici di sostanza organica (Balestrini et al., 2018; Soana et al., 2017).

Da ciò si evince che gli abbassamenti della falda, che si verificano durante i prolungati eventi di siccità accompagnati da eventuali alterazioni del ciclo del carbonio ed effetti dannosi sulla vegetazione ripariale, sulle macrofite e sul biofilm, possono limitare la funzione tampone delle fasce riparie e i processi di ritenzione dei nutrienti in-stream interferendo sia sulla denitrificazione che sull'assimilazione vegetale e microbica.

Effetti sull'erogazione dei servizi ecosistemici

Il concetto di "servizi ecosistemici" è stato sviluppato dal Millennium Ecosystem Assessment (MEA) nel 2005 con l'idea di esplicitare l'importanza che il capitale naturale assume nella definizione della qualità della vita dell'uomo. Infatti, secondo la definizione del MEA, i servizi ecosistemici sono i beni e i servizi offerti dagli ecosistemi per aiutare e sostenere il benessere delle persone. È ormai comunemente accettato che gli ecosistemi ad acque dolci interni e costieri forniscano, più di ogni altro gruppo di ecosistemi, un'ampia varietà di servizi (Martin-Ortega et al., 2015). Tuttavia, non vi è un chiaro consenso su quali siano i benefici specifici da elencare tra i servizi ecosistemici. A questo proposito, l'European Environmental Agency (EEA) classifica i servizi ecosistemici attraverso il periodico aggiornamento del portale *Common International Classifica-*

tion of Ecosystem Services (CICES). Non ci soffermeremo in questa sede su una dettagliata descrizione dei servizi ecosistemici generici, per la quale si rimanda al portale su indicato. Qui basti ricordare che negli ultimi anni sono stati compiuti molti sforzi per rendere operativo il concetto di servizi ecosistemici, ad esempio nell'ambito della Strategia dell'Unione europea sulla biodiversità e del progetto MESEU (7° Programma quadro dell'Unione europea), così come nei progetti UE Horizon 2020. Tutte e tre le tipologie di servizi ecosistemici attualmente riconosciute, ovvero quelli di fornitura, di regolazione e culturali, sono rappresentate nell'ambito degli ecosistemi acquatici. I servizi cosiddetti di "supporto" sono attualmente considerati delle strutture, processi e funzioni che sottendono l'erogazione degli altri servizi, e non vengono

per tanto considerati in questa rassegna. Ad esempio, i grandi laghi situati nella regione subalpina sono tra le più importanti risorse idriche a livello mondiale: essi rappresentano mete turistiche e di pesca amatoriale, nonché fonti di approvvigionamento idrico, agricolo, industriale e umano. Pertanto, questi laghi forniscono servizi ecosistemici fondamentali per le regioni alpine che hanno uno dei prodotti interni lordi più alti in Europa (Iammarino et al., 2019): i quattro laghi subalpini più grandi d'Italia (Garda, Maggiore, Como e Iseo) forniscono il 50% del flusso idrico annuale del fiume Po, il cui bacino contribuisce da solo al 40% del PIL italiano (PSAC, 2009). Sebbene quindi sia molto numerosa la letteratura scientifica che ha individuato i possibili servizi ecosistemici legati, ad esempio, ai sistemi fluviali e lacustri, meno indagati sono gli effetti degli eventi siccitosi sulla loro fornitura. Ancora più scarsa è la conoscenza degli impatti dei cambiamenti climatici e della siccità sulla fornitura di servizi in ecosistemi lacustri (Inácio et al., 2022). Similmente, le specie acquatiche sotterranee svolgono anch'esse un ruolo fondamentale nel fornire alcuni servizi ecosistemici essenziali per gli acquiferi come il mantenimento delle condizioni idrauliche, la rimozione degli organismi patogeni, la promozione della crescita microbica e il riciclo del carbonio (Griebler et al., 2019; Mermillod-Blondin et al., 2023; Saccò et al., 2024). I servizi ecosistemici resi dalla componente microbica, in sinergia con quella invertebrata, sono infatti fondamentali per il mantenimento dei processi autodepurativi dei corpi idrici sotterranei (*bioremediation*) (Griebler et al., 2019; Griebler e Avramov, 2015). Il contributo degli invertebrati e microorganismi di acqua sotterranea ai servizi ecosistemici è, tuttavia, ampiamente influenzato dagli impatti ambientali che influiscono sui corpi idrici e sulla connettività tra le acque superficiali e quelle sotterranee. In partico-

lare, il cambiamento climatico globale e le pressioni antropiche associate, quali, ad esempio, il sovrasfruttamento delle falde acquifere durante i periodi siccitosi, stanno avendo un impatto critico sui servizi ecosistemici. L'abbassamento dei livelli di falda comporta la perdita di habitat disponibili per le specie delle acque sotterranee che vivono nelle zone altrimenti sature, così come per le specie di superficie che occupano la zona iporreica (Vacca-relli et al., 2023).

Per le acque superficiali, in linea di principio, ci si può riferire al caso di studio dei fiumi intermittenti, per i quali pare assodato che l'erogazione di servizi sia fortemente limitata sia nella tipologia, sia nella quantità rispetto ai fiumi perenni (Datry et al., 2018). In particolare, il carattere di intermittenza sembrerebbe essere la chiave che determina il diverso spettro di servizi disponibili. A cascata, ciò ha effetto sui fattori che governano la struttura biofisica (es. morfologia dell'alveo, composizione del substrato), le velocità dei processi ecologici (es. ciclo dei nutrienti, decomposizione della sostanza organica) e la biodiversità stessa. Ad esempio, un fiume che, a causa della gestione idraulica e/o della siccità, si trova in uno stato acquatico (*sensu* Gallart et al., 2012) in cui si osserva il passaggio verso i due stati iporreico ed edafico, supererebbe una soglia chiave per la quale la fornitura di servizi ecosistemici risulterebbe fortemente ridimensionata.

Tuttavia, ai fini di una corretta stima del flusso di servizi ecosistemici, risulta imprescindibile considerare anche alcuni aspetti spazio-temporali legati alla dinamica di ogni fase idrologica (Pastor et al., 2022), quali la durata, la frequenza temporale e l'entità di ogni fase idraulica. Di conseguenza, il classico modello spaziale con cui si studiano i fenomeni ecologici in ambito fluviale, ovvero quello

longitudinale, delle interazioni trasversali con le aree perfluviali e verticali con il comparto sotterraneo non è più applicabile nel caso in cui si verificano asciutte anche parziali lungo il corso d'acqua. La dinamica è a volte diversificata secondo gradienti longitudinali, a seconda che siano le zone a monte o a valle ad essere più suscettibili ai passaggi di stato. Tuttavia, più spesso, le stesse dinamiche funzionali (ad esempio i flussi biogeochimici) risultano rispondenti a un mosaico dinamico di aree a maggior o minore funzionalità, anche in relazione alle differenti attività antropiche, quali captazioni, restituzioni in alveo, sbarramenti, etc. che determinano brusche variazioni nelle caratteristiche morfo-idrauliche e nei regimi di settori di alveo.

Ciò pone delle sfide inedite per i più comuni approcci modellistici impiegati per la stima dei servizi. Diversi modelli sono infatti basati sulla categorizzazione e la modellizzazione spaziale, sugli impatti delle attività umane sul ciclo dell'acqua andando soprattutto a quantificare i flussi e i prelievi idrici, l'uso e la copertura del suolo e il cambiamento climatico. Altri utilizzano un approccio qualitativo che incorpora informazioni provenienti dal telerilevamento satellitare, mappe, indagini e altri dati ausiliari. Altri ancora valutano i servizi economici solo da un punto di vista economico. In molti casi, ci si può basare unicamente su banche dati, normalmente georeferenziate, che non sono coeve, e soprattutto non possono tener conto della dinamicità e incrementata variabilità dei descrittori influenti il regime idrologico che, come detto, è in relazione ai cambiamenti climatici.

Tutto ciò implica che la stima dei servizi ecosistemici e della loro variazione in funzione dei differenti passaggi di stato acquatico sia estremamente complessa, a elevata incertezza e onerosa. Fra le varie

tipologie di servizi ecosistemici, quelli di regolazione (ad esempio, descrittori dei cicli biogeochimici, controllo dei fenomeni alluvionali, ricarica delle falde, etc.) sono probabilmente quelli maggiormente relazionati al regime idrologico, e quindi quelli che suggeriamo come prioritari per un eventuale monitoraggio. Tuttavia, la loro stima richiede uno sforzo maggiore degli altri servizi, in termini di rappresentatività di dati necessari, sperimentazione *ad hoc*, e quindi in termini di tempo (tipicamente un ciclo annuale) e risorse economiche.

Viceversa, i servizi di fornitura (ad esempio, prelievo acqua per uso potabile, irriguo, industriale, pescato complessivo, produzione agricola connessa all'irrigazione, etc.) sono quelli più facilmente quantificabili economicamente, ma il loro impiego esclusivo rischia di fornire una visione parziale del sistema. È noto, infatti, che la stima e valorizzazione dei servizi ecosistemici debba quasi sempre obbedire ad una logica di compromesso (*trade-off*) fra i differenti servizi, in quanto la massimizzazione di uno porta molto spesso a una riduzione, o anche all'annullamento di uno o più servizi alternativi. In alcuni casi, non solo si verificano concomitanti riduzioni di altri servizi, ma addirittura possono essere generati dei disservizi ecosistemici (ad esempio la proliferazione o diffusione di patogeni umani) (Xu et al., 2022).

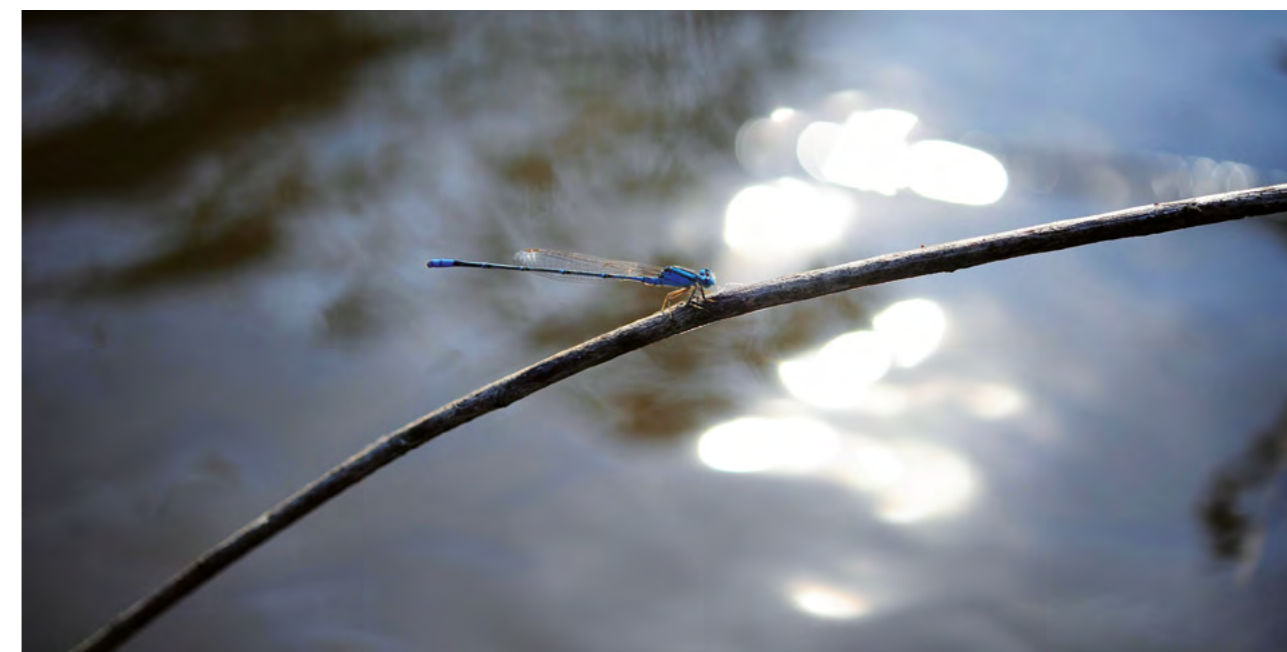
In sintesi, l'applicazione del concetto di servizi ecosistemici ai fini della stima del bilancio idrico è soggetta a:

- incertezza conoscitiva, soprattutto in relazione ai passaggi da uno stato a un altro del corpo idrico;
- possibile parzialità dell'analisi, il cui esito può essere fortemente condizionato dal numero e dalla tipologia dei servizi investigati;
- intrinseca visione utilitaristica, di stampo sostanzialmente antropocentrico.

Sebbene i servizi ecosistemici siano ormai entrati nel lessico delle scienze applicate, è importante non dare per scontate la centralità e l'irrinunciabilità dei bisogni dell'uomo nell'osservare e nel "gestire" gli ambienti naturali e gli ecosistemi. L'uomo, infatti, sulla base delle migliori conoscenze e spesso in buona fede, ha frequentemente sottovalutato gli effetti delle proprie attività sull'ambiente e ha operato un eccessivo sfruttamento delle risorse naturali, dimostrando un'irrazionale fiducia nel progresso e nelle capacità umane. Nel tentativo di ridare un po' di centralità agli ecosistemi, ci si dovrebbe forse riferire ai servizi ecosistemici come "benefici ecosistemici". In generale, è importante portare l'attenzione sulla biodiversità e sulle specie viventi, ricordando "che hanno un valore in sé stesse", e a come la natura non dovrebbe essere vista come semplice oggetto da sfruttare, ma come realtà da custodire, nell'ottica di una vera ecologia integrale (Papa Francesco, 2015).

Si propone quindi di integrare la valutazione degli effetti sugli ecosistemi derivante dall'applicazione di un bilancio idrico rifacendosi a indicatori e indici prettamente ecologici, basati sulla biodiversità

e sulla funzionalità dei sistemi ecologici. Tale proposta trova supporto dalla ormai consolidata evidenza di una proporzionalità fra i suddetti descrittori e la variabilità e quantità di servizi ecosistemici generati (Harrison et al., 2014). In tal modo, garantire il mantenimento di livelli accettabili di biodiversità e funzionalità ecologica equivarrebbe a mantenere, anche secondo un principio di precauzione, un'erogazione bilanciata e soddisfacente di servizi ecosistemici. Inoltre, appare evidente che la sperimentazione degli indici ecologici per valutare gli stress idrici sia più avanzata e consolidata rispetto a quella finora svolta per la quantificazione dei servizi ecosistemici stessi (Datry et al., 2018). Gli indici di tipo ecologico, infatti, sono ormai utilizzati di routine per il monitoraggio da parte degli enti preposti (per esempio, le ARPA), il che rende più probabile riuscire a ottenere la disponibilità di dati pregressi rispetto all'elaborazione di nuove e incerte stime dei servizi ecosistemici. Alla luce di ciò, nei seguenti paragrafi verranno discussi gli approcci più consolidati e mirati per valutare le variazioni di biodiversità e funzionalità ecologica rispetto all'alterazione del regime idrologico, e in particolare agli eventi estremi di tipo siccitoso.



Il monitoraggio biologico delle acque superficiali viene di norma effettuato secondo gli indicatori (Elementi di qualità biologica) e gli indici selezionati e sviluppati nell'ambito del recepimento della WFD (DM 260/2010). I programmi di monitoraggio effettuati dalle Agenzie regionali o provinciali per la protezione dell'ambiente (ARPA e APPA) si differenziano però per durata, scelta degli indicatori biologici da monitorare e frequenza delle misure, comportando così talvolta una disuniformità nei dati raccolti e una scarsa ricchezza d'informazione in alcuni contesti territoriali (<https://indicatoriambientali.isprambiente.it/it/acque-interne>). A livello nazionale, lo stato ecologico delle acque superficiali interne (fiumi e laghi) ha raggiunto nel sessennio 2016-2021 l'obiettivo buono e superiore per il 43% dei corpi idrici, mentre il 10% dei corpi idrici non è ancora stato oggetto di classificazione (ISPRA, 2023).

Nel caso dei fiumi, gli indicatori biologici sono riferiti a quattro comunità con un'attenzione esclusiva per il comparto strettamente acquatico: fitobenthos (diatomee), macrofite, macroinvertebrati bentonici e pesci. Tra questi, i macroinvertebrati bentonici e le diatomee sono quelli più indagati (16 regioni e 2 province autonome per un totale di circa 500-700 stazioni nel 2019-2020). Se, da un lato, tali comunità e indicatori possono essere adatti per valutare gli effetti più evidenti della siccità in

quanto sono sensibili alle alterazioni idrologiche, dall'altro, le metriche e gli indici in uso, derivati con finalità più generali e non con focus specifico sugli aspetti idrologici, non sono sempre in grado di rilevare efficacemente le modifiche prodotte da questo tipo di alterazione.

Nell'allegato alla Direttiva Deflussi Ecologici è presente la valutazione di tutti i metodi di monitoraggio WFD alla luce della definizione dei DE e sono riportati i metodi ritenuti più idonei a tal fine. Tali metodi sono di diversa natura: idrologici; su base biologica WFD ossia *ecological status-oriented*; idraulico/habitat basati sulla stima della disponibilità degli habitat. In quest'ultima categoria rientra la metodologia MesoHABSIM (*MesoHabitat Simulation Model*), frequentemente utilizzata per valutare la variabilità spazio-temporale degli habitat fluviali disponibili per la fauna ittica, in funzione della portata defluente e della morfologia del corso d'acqua, utilizzando l'approccio a meso-scala. (ISPRA, 2017). A differenza dei metodi idraulico/habitat, la definizione dei DE attraverso metodi *ecological status-oriented* ha il vantaggio di contemplare direttamente la relazione tra regime idrologico e obiettivi ambientali della WFD, primo fra tutti il raggiungimento del buono stato ecologico. In particolare, nelle linee guida in allegato alla Direttiva Deflussi Ecologici (Appendice 3), viene proposto un metodo eco-biologico basato sui macroinvertebrati bentonici, in

diretta connessione con la classificazione dello stato ecologico. In breve, tale approccio si basa sulla relazione tra l'indice multimetrico attualmente utilizzato per la classificazione dei fiumi sulla base della componente macrobentonica (Buffagni et al., 2006; Buffagni et al., 2007) ai sensi del D.M. 260/2010 (STAR_ICMi) – e le sue metriche componenti – e il carattere lenticolo-lotico del tratto fluviale in esame, quantificato attraverso il calcolo del *Lentic-lotic River Descriptor* (LRD, Buffagni et al., 2010), ossia di un descrittore dell'habitat derivante dall'applicazione del metodo CARAVAGGIO. Sulla base poi della relazione tra portata e LRD è possibile derivare la relazione diretta tra portata e metrica biologica o stato ecologico (Buffagni et al., 2013). Siccome l'LRD riassume in termini quali-quantitativi alcuni fattori di habitat connessi al grado di lenticità osservato nel fiume, tale approccio risulta particolarmente idoneo a monitorare, valutare e prevedere gli effetti della scarsità idrica in chiave di stato ecologico.

Tali effetti possono essere anche determinati utilizzando un fattore di ponderazione per l'indice STAR_ICMi, ossia un coefficiente di riduzione dell'abbondanza degli organismi bentonici, stimato in funzione della diminuzione di habitat disponibile, di norma associata alla diminuzione di portata.

Oltre allo STAR_ICMi, nato come indice generalista, esistono metriche biologiche più specifiche e meglio in grado di rappresentare variazioni biologiche sull'asse lenticolo-lotico dovute a riduzioni di portata e di riconoscere situazioni di particolare lenticità. Tra queste, ad esempio, il rapporto tra il numero di famiglie appartenenti agli ordini di insetti Odonata, Coleoptera, e Hemiptera e il numero di famiglie totali (nOCH/nFAM) (*sensu* Bonada et al., 2007) e la proporzione tra la somma della densità di individui appartenenti ai generi reofili

della famiglia dei Baetidae (Ephemeroptera) e la somma della densità complessiva delle famiglie Baetidae e Siphonuridae (Buffagni, dati non pubblicati). Altri indici basati sui tratti funzionali della comunità di macroinvertebrati bentonici e specifici per valutare l'alterazione idrologica sviluppati a scala europea sono il LIFE (Extence et al., 1999) e il Flow_T (Laini et al., 2022). Per una valutazione ecosistemica degli effetti della siccità occorrerebbe considerare ovviamente anche altri indicatori sia tra quelli compresi tra gli Elementi di qualità biologica, sia aggiuntivi come le comunità riparie o gli habitat e le specie di interesse comunitario, dipendenti dagli ecosistemi fluviali e umidi in genere, presi in considerazione nelle Direttive Habitat (Allegati I, II e IV) e Uccelli. Rispetto alla comunità di macroinvertebrati bentonici, tali indicatori sono stati però oggetto finora di minori sforzi scientifici o nel caso dei pesci risentono delle pratiche alieutiche, fattore confondente per la valutazione di qualsiasi altro tipo di alterazione. In particolare, l'applicazione del metodo CARAVAGGIO avrebbe risvolti molto utili perché consentirebbe di raccogliere dati preziosi relativi all'habitat che caratterizzano non solo l'alveo, ma anche quelle porzioni di ecosistema che si inseriscono tra comparto acquatico e terrestre, cioè le rive e le fasce riparie. Conoscere l'evoluzione temporale degli habitat è fondamentale non solo per studiare gli effetti della siccità sulle componenti biologiche, ma anche per prevedere come potrà cambiare la funzionalità e in particolare la ritenzione dei nutrienti ed eventuali contaminanti in risposta ai cambiamenti climatici (Balestrini et al., 2013). La WFD prevede che a supporto del monitoraggio biologico vengano misurati dei macrodescrittori delle condizioni chimico-fisiche delle acque che in Italia vengono sintetizzati nell'indice LIMeco. I parametri considerati per la definizione del LIMeco sono l'O₂ (% di saturazione) e i nutrienti (Azoto

nitrico e Fosforo totale). La frequenza di misura è trimestrale e in alcune regioni virtuose può diventare mensile. Anche la Direttiva Nitrati prevede il monitoraggio dei livelli del nitrato con frequenza mensile, ma spesso la rete di monitoraggio per la WFD non coincide con quella per la Direttiva Nitrati. Occorre inoltre considerare che i campionamenti condotti dalle preposte ARPA/APPA non vengono effettuati in condizioni di assenza di acqua corrente, cioè quando il fiume presenta la classica frammentazione idrologica, e nemmeno quando la portata è relativamente alta. Ciò crea uno sfasamento tra le frequenze dei campionamenti di routine e le frequenze dei periodi con flussi correnti. I dati così raccolti sono finalizzati a descrivere la qualità media del fiume, ma non consentono di interpretare le variazioni temporali di specie chimiche molto mobili come ad

esempio il nitrato, ma anche O₂ e DOC (Carbonio Organico Disciolto) e quindi di valutarne la risposta alle alterazioni del flusso idrologico durante i periodi di siccità, o durante eventi piovosi estremi (A. M. De Girolamo et al., 2017a; De Girolamo et al., 2022; Munné et al., 2021). Un ulteriore problema risiede nella definizione di "corpo idrico" cioè nei requisiti che deve avere un tratto fluviale per essere inserito nella rete di monitoraggio. I fiumi che risentono maggiormente del cambiamento climatico sono quelli temporanei che spesso sono anche caratterizzati da piccoli bacini e da portate naturali basse e quindi sono esclusi dal monitoraggio. Anche i fontanili, che compongono il reticolo idrografico minore dell'intera Pianura Padana e rappresentano i più diffusi *groundwater dependent ecosystems* (GdEs) non vengono campionati regolarmente.

Indicatori per le acque sotterranee

Per quanto riguarda le acque sotterranee, lo stato ecologico è "an expression that informs on the groundwater ecosystem ability to sustain its functioning (vigor and resilience) in accordance with its organisation while maintaining the provision of ecosystem goods and services" (Korbel e Hose, 2017, 2011). Per molto tempo, è stato ritenuto impossibile stabilire un metodo adeguato alla valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici sotterranei, così da renderlo facilmente interpretabile da politici, gestori e portatori di interesse. Ne consegue che le cogenti Direttive europee in materia di acqua sotterranee (2000/60/CE e 2006/118/CE), inclusa la nuova Direttiva sulle Acque potabili (2020/2184/UE), non fanno alcun riferimento allo stato ecologico dei corpi idrici sotterranei, mentre stabiliscono criteri e indicatori per la valutazione dello stato quantitativo e chimico degli stessi.

Oggi, grazie agli avanzamenti nella ricerca (Malard et al., 2023), disponiamo di metodi efficaci per valutare lo stato ecologico dei corpi idrici sotterranei di tipo alluvionale (acquiferi porosi). Il *weighted Groundwater Health Index* (wGHI; Korbel e Hose, 2011; Korbel e Hose, 2017) è un metodo per valutare lo stato ecologico in acquiferi alluvionali utilizzando una combinazione di indicatori biotici e abiotici. Il wGHI utilizza indicatori di funzionalità, organizzazione e stress ecosistemico, combinandoli in un approccio multimetrico per generare una misura univoca relativa allo stato ecologico del corpo idrico in questione. Il metodo prevede un approccio a due livelli. Il Livello 1 consente una valutazione preliminare dello stato ecologico basato su sei indicatori e utilizza valori soglia 'universali' per fornire una valutazione preliminare dello stato ecosistemico con costi limitati (Fig. 12.4). I criteri sono piut-

to restrittivi: se anche solo uno dei sei indicatori supera il valore soglia, il corpo idrico deve essere considerato in uno stato ecologico "potenzialmente danneggiato" e sottoposto a uno screening di secondo livello.

Il Livello 2 permette un'analisi più rigorosa della salute ecosistemica del corpo idrico. Si basa su una serie più ampia di indicatori i cui valori soglia sono determinati sulla base di corpi idrici di riferimento. Il wGHI è stato sviluppato in Australia ma è stato adattato ai corpi idrici europei e applicato con successo ad acquiferi alluvionali in territorio nazionale (Di Lorenzo

et al., 2020). Poiché lo stato ecologico di un corpo idrico può essere indicato con dei colori sulle mappe, i risultati del wGHI sono facilmente comprensibili anche dal pubblico e dai decisori politici.

Il livello 1 del wGHI risulta economicamente sostenibile poiché il monitoraggio richiesto per il suo calcolo può essere condotto attraverso la citizen science (Korbel e Hose, 2024). Il Livello 2 del wGHI non è ugualmente semplice. I metodi per il campionamento, la misurazione, l'elaborazione e l'analisi degli indicatori richiedono competenze tassonomiche ed ecologiche specialistiche.

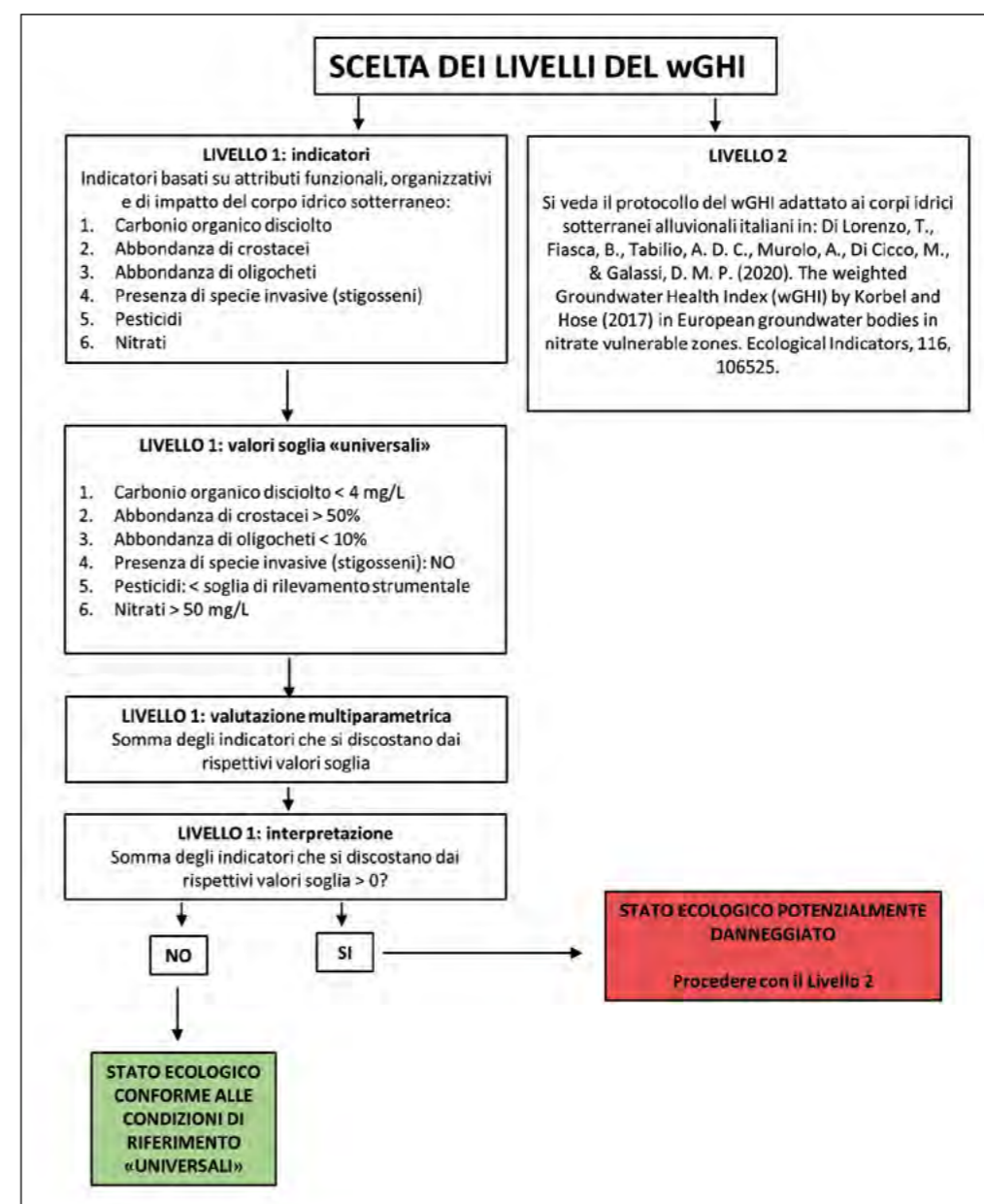


Figura 12.4
Struttura a livelli del *weighted Groundwater Health Index* per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici sotterranei alluvionali. Adattato da Korbel e Hose (2011, 2017).

12.4

Strumenti modellistici di analisi e previsionali

12.4.1

Gli approcci basati sul concetto di *Aquatic States*

Per quanto riguarda gli ecosistemi fluviali, nell'allegato alla Direttiva Deflussi Ecologici, sono proposti alcuni strumenti modellistici per valutare gli effetti dell'alterazione idrologica sulle biocenosi. Oltre all'approccio *ecological status-oriented*, fondato sulla possibilità di collegare modellisticamente le metriche biologiche degli Elementi di qualità biologica della WFD alle variabili idrologiche (Buffagni et al., 2020), già brevemente descritto nel paragrafo 12.1, uno strumento che può essere particolarmente utile in un contesto di scarsità idrica è quello basato sugli Aquatic States (AS) (Gallart et al., 2012). Come già accennato nell'introduzione, gli AS rappresentano la combinazione dei diversi habitat che possono presentarsi in un segmento fluviale in un certo periodo dell'anno, in funzione delle condizioni idrologiche. Tale approccio è basato inizialmente sulla caratterizzazione del regime idrologico tramite la misura della disponibilità dell'habitat e la stagionalità delle condizioni di secca e quindi la prevedibilità della disponibilità dell'habitat. Inoltre, attraverso le curve di durata dei deflussi e misure dirette in campo, è possibile definire valori soglia per il passaggio da un AS a un altro. In particolare, il valore soglia per il passaggio allo stato *dry* è determinato mediante misure dirette. Traslando questa curva si possono valu-

tare gli effetti dello scostamento dal regime naturale o pregresso. L'analisi dei dati sul lungo periodo consente di valutare la frequenza con cui un determinato AS si è presentato in un segmento fluviale nel periodo esaminato e fornisce un'importante informazione sulla sua probabilità di occorrenza. Dato che gli AS costituiscono il link tra condizioni idrologiche, habitat e biota, questo approccio consente di stimare in maniera speditiva i possibili impatti della siccità sulle biocenosi acquatiche (Gallart et al., 2012). È comunque sempre opportuno affiancare a modelli di habitat che utilizzano solo informazioni idrologiche e/o idrauliche rilievi di una o più componenti biologiche, in quanto l'avvicinarsi di periodi di asciutta può dare origine a situazioni di habitat molto diverse tra loro e non più dipendenti dal livello idrico, con importanti conseguenze per le biocenosi presenti (Buffagni, 2021).

Oltre a questi metodi, per valutare o predire gli effetti dell'alterazione idrologica è possibile applicare modelli eco-idraulici, ossia approcci che uniscono la modellazione idrologica a quella ecologica. In letteratura ne esistono di diversi tipi, basati su scale di habitat differenti (microhabitat o mesohabitat). Tra questi la già menzionata metodologia MesohABSIM (ISPRA, 2017).

Figura 12.4
Struttura a livelli del *weighted Groundwater Health Index* per la valutazione dello stato ecologico dei copri idrici sotterranei alluvionali. Adattato da Korbel e Hose (2011, 2017).

12.4.2

Modelli correlativi di distribuzione delle specie

Uno degli approcci analitici più comunemente usati come strumenti previsionali in ecologia e conservazione è quello di modellare la nicchia climatica e/o ambientale di una o più specie (Guisan e Thuiller, 2005), una pratica comunemente nota in letteratura come Ecological Niche Modelling o Species Distribution Modelling (SDM) (per una discussione terminologica si veda Peterson e Soberón, 2012). Questi modelli permettono, in un primo passaggio, di studiare le esigenze ecologiche delle specie, ma possono anche essere proiettati nello spazio e nel tempo per creare mappe di distribuzione potenziale a varie scale spaziali e/o temporali, con importanti applicazioni nello studio dei cambiamenti climatici e delle invasioni di specie aliene. Per esempio, sfruttando la disponibilità ormai comune di proiezioni eco-climatiche a breve e medio termine (10-20 anni circa), è possibile modellare la distribuzione potenziale delle specie nel futuro, secondo diversi scenari di cambiamento climatico (Morganti et al., 2017; Santini et al., 2021). Negli ultimi due decenni, la potenzialità di queste metodologie è aumentata vertiginosamente, parallelamente all'aumentata disponibilità di dati ecologici (ad esempio, GBIF, <https://www.gbif.org/>) e climatici (ad esempio, WorldClim, <https://www.worldclim.org/>) ad alta risoluzione e spesso a scala mondiale. Tuttavia, si è anche osservato un costante aumento della complessità matematica e computazionale di tali modelli (ad esempio, modelli multi-specie quali *joint species distribution modelling*, Ovaskainen e Abrego, 2020), con necessità di validare modelli con tecniche di intelligenza

artificiale (Ryo et al., 2021), atte ad ottenere previsioni sufficientemente robuste (Araújo et al., 2019; Taheri et al., 2021). Nell'ambito della valutazione dell'impatto della siccità sugli ecosistemi, sottolineiamo come gli *species distribution modelling* possano servire da strumento per stimare a breve e medio termine il cambiamento nella distribuzione e consistenza di popolazioni di piante e animali legate agli ambienti umidi, con maggior precisione a seconda di quanto sia precisa l'informazione di cui disponiamo relativamente alle esigenze ecologiche delle specie oggetto di studio e, dall'altro lato, dei cambiamenti nei regimi idrici. Va sottolineato come la pratica della modellazione della nicchia ecologica e della distribuzione abbia bisogno di robusti dati ecologici per essere efficace, specialmente di scenari futuri di cambiamento dei regimi meteo-climatici e idrologici. In questo senso, i semplici dati di presenza/assenza raccolti su vasta scala, ad esempio attraverso programmi di *citizen science* favoriti dalla diffusione di piattaforme *user-friendly* (ad esempio, iNaturalist, <https://www.inaturalist.org> oppure <https://www.ornitho.it/>) e data-repository ad accesso libero (ad esempio, GBIF, <https://www.gbif.org/>), possono svolgere un contributo fondamentale per ampliare la quantità di dati reali a disposizione dei modellisti. Uno dei maggiori limiti di queste tecniche è ancor oggi la disponibilità di dati grezzi di alta qualità e precisione di scala, come testimoniato per esempio dallo scarsissimo numero di applicazioni per quanto riguarda la modellizzazione di specie che vivono in acque sotterranee (Mammola e Leroy, 2018).

La discussione fin qui fatta ha messo in luce come la ricerca in ambito ambientale non abbia ancora esplorato coerentemente tutte le problematiche legate al tema specifico della siccità. Ciò soprattutto perché tale problematica in ambito nazionale ha assunto, purtroppo, estrema rilevanza solo recentemente. A titolo di esempio, citiamo il disallineamento fra lo sviluppo di indicatori e approcci normativi già disponibili per il Deflusso Ecologico per i sistemi lotici, e la conoscenza ancora parziale degli effetti specifici delle siccità sulle comunità litorali lacustri, per cui ogni indicatore e approccio di regolazione è ancora prematuro.

Similmente, la scelta di proporre l'utilizzo di indicatori ecologici, invece della più intuitiva quantificazione dei servizi ecosistemici, come termine di confronto in sede alla definizione di un bilancio idrico, riflette la nostra percezione dell'attuale inadeguatezza dei modelli di stima dei servizi ecosistemici nell'abbracciare l'intera complessità delle interazioni (biodiversità e funzionalità) messe in evidenza nei paragrafi precedenti. Dal 2005 a oggi sono stati sviluppati infatti numerosi modelli per la valutazione e la gestione dei servizi ecosistemici acquatici attraverso metodologie specifiche per regione, non sempre standardizzate nelle terminologie, per definire e spiegare i compromessi tra le politiche di sviluppo e quelle di conservazione, sostenibili e in grado di sostenere il futuro del Pianeta. Diversi modelli sono basati sulla categorizzazione e la modellizzazione spaziale, sugli impatti delle attività umane sul ciclo dell'acqua

andando soprattutto a quantificare e modellizzare l'acqua, l'uso e la copertura del suolo e il cambiamento climatico (ad es. InVEST, <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>). Altri utilizzano un approccio qualitativo basato su informazioni provenienti dal telerilevamento satellitare, mappe, indagini e altri dati ausiliari. Altri valutano i servizi ecosistemici solo da un punto di vista economico. Altri ancora hanno proposto con successo lo strumento ARTificial Intelligence for Ecosystem Services (ARIES) che ha integrato i servizi ecosistemici nelle decisioni e nelle politiche. I modelli sviluppati fino ad ora considerano però solo un numero limitato di servizi o benefici ecosistemici, quelli più noti e facilmente modellabili come quelli legati alla regolazione e all'approvvigionamento, il che limita la capacità di esplorare le interazioni reciproche tra tutti i servizi. Dovrebbero quindi essere sviluppati nuovi metodi per integrare i servizi ecosistemici maggiormente utilizzati con, ad esempio, quelli culturali, che sono più difficili da valutare perché si basano su percezioni personali.

La ricerca scientifica nell'ambito della valutazione dei servizi ecosistemici è in continua evoluzione ma permangono ancora oggi sostanziali lacune tra il potenziale, i risultati di tali valutazioni, e la loro attuazione sul campo. In sintesi si può dire che:

- molti impatti delle attività umane e dei compromessi tra la domanda di servizi ecosistemici e la loro offerta rimangono inosservati e non entrano nelle varie strategie di gestione;

- le interazioni tra i processi sociali ed ecologici non sono molto spesso incorporate negli strumenti di valutazione dei servizi ecosistemici portando a previsioni imprecise e incomplete;

- la mancanza di definizioni standardizzate e di interpretazioni concettuali comuni riguardo al concetto di servizi ecosistemici e del loro valore può portare a risultati contrastanti e a interpretazioni faziose;

- la maggior parte dei modelli non dispone di componenti critiche di complessità necessarie per rispondere pienamente alle domande su quando, dove e come la natura contribuisce ai servizi ecosistemici fornendo il benessere umano.

Un esempio che permette di capire la complessità della stima dei servizi ecosistemici è costituito dalle zone umide (*wetlands*), tra le quali sono solitamente incluse le lagune, le paludi, le torbiere, le foci, gli stagni, ma anche le valli da pesca, le risaie e alcuni laghi e fiumi con caratteristiche di marcata variabilità. Si tratta di ecosistemi che, per le loro caratteristiche peculiari, sono di enorme rilevanza ecologica. Tra le loro funzioni ecosistemiche ci sono la regolazione di eventi idrologici estremi, la regolazione del clima su scala locale, la ricarica della falda, la depurazione delle acque, il sequestro di carbonio, il controllo dell'erosione del suolo e, soprattutto, lo sviluppo di habitat specifici che favoriscono la biodiversità. Dalle molte definizioni proposte di "area umida" si evince che una zona umida non è catalogabile tra le acque superficiali né tra quelle sotterranee e che è caratterizzata da una forte variabilità dell'ecosistema. Perciò modelli e approcci utilizzati per gli altri corpi idrici devono essere adattati al particolare contesto della zona umida, tenendo conto in particolare dei possibili *leverage points* (ad esempio, una variazione minima delle condizioni ossidative o di inondazione del suolo può provocare effetti molto forti

su produzione di metano e vegetazione). Inoltre, la sua gestione è strettamente legata alla funzionalità che si vuole perseguire. Approcciarsi allo studio di una zona umida richiede di stimare e prevedere gli effetti delle attività antropiche, dei cambiamenti climatici e delle scelte gestionali su una serie molto ampia di funzioni ecosistemiche, alcune delle quali in contrasto tra di loro. Al momento gli approcci modellistici si concentrano su un aspetto di funzionalità alla volta: i modelli idraulici sono principalmente orientati alla mitigazione delle piene; quelli biogeochimici alla stima del sequestro di carbonio, del recupero di nutrienti e delle emissioni di metano; quelli depurativi si concentrano sulla rimozione di nutrienti e altri contaminanti; quelli vegetativi guardano agli effetti su flora e fauna. La gestione di una zona umida richiede, però, di tenere conto di varie funzioni ecosistemiche al contempo (Janse et al., 2019). Sinora, quando si è tentato di dare una risposta complessiva alla gestione delle zone umide, sono stati proposti solo dei metodi basati su interviste, valutazioni economiche o altri approcci puramente qualitativi. Servono nuovi approcci, che possano integrare i modelli deterministici e molto parziali utilizzati sinora in maniera settoriale.

Gestire gli ecosistemi e i loro servizi nell'ambito della siccità legata al cambiamento climatico è una sfida scientifica ma anche politica, tanto più urgente quanto più il cambiamento climatico sta modificando gli ecosistemi e i loro servizi. Risulta quindi basilare definire nuovi modelli e strategie di gestione che tengano conto anche dei feedback e delle interazioni tra più benefici ecosistemici, tra questi e le attività umane, quali lo sfruttamento eccessivo, e la presenza di nuove tecnologie. Una mancanza di comprensione di tutte queste interazioni può portare a decisioni gestionali non solo inutili e costose, ma anche dannose.

Amalfitano, S., Fazi, S., Zoppini, A., Barra Caracciolo, A., Grenni, P., Puddu, A., 2008. Responses of benthic bacteria to experimental drying in sediments from Mediterranean temporary rivers. *Microb. Ecol.* 55, 270–279. <https://doi.org/10.1007/s00248-007-9274-6>

Amraoui, N., Sbai, M.A., Stollsteiner, P., 2019. Assessment of climate change impacts on water resources in the Somme river basin (France). *Water Resour. Manag.* 33, 2073–2092. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02230-x>

Araújo, M.B., Anderson, R.P., Barbosa, A.M., Beale, C.M., Dormann, C.F., Early, R., Garcia, R.A., Guisan, A., Maiorano, L., Naimi, B., O'Hara, R.B., Zimmermann, N.E., Rahbek, C., 2019. Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Sci. Adv.* 5, eaat4858. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat4858>

Auer, I., Böhm, R., Jurkovic, A., Lipa, W., Orlik, A., Potzmann, R., Schöner, W., Ungerböck, M., Matulla, C., Briffa, K., Jones, P., Efthymiadis, D., Brunetti, M., Nanni, T., Maugeri, M., Mercalli, L., Mestre, O., Moisselin, J.M., Begert, M., Müller-Westermeier, G., Kveton, V., Bochnicek, O., Stastny, P., Lapin, M., Szalai, S., Szentimrey, T., Cegnar, T., Dolinar, M., Gajic-Capka, M., Zaninovic, K., Majstorovic, Z., Nieplova, E., 2007. HISTALP - Historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. *Int. J. Climatol.* 27, 17–46. <https://doi.org/10.1002/joc.1377>

Balestrini, R., Arese, C., Delconte, C., 2008. Lacustrine wetland in an agricultural catchment: nitrogen removal and related biogeochemical processes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12, 539–550. <https://doi.org/10.5194/hess-12-539-2008>

Balestrini, R., Arese, C., Delconte, C.A., Lotti, A., Salerno, F., 2011. Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the Po River watershed, Italy. *Ecol. Eng.* 37, 148–157. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2010.08.003>

Balestrini, R., Buffagni, A., Biazzini, D., Erba, S., Cazzola, M., Delconte, C., Palumbo, M.T.,

Mingazzini, M., 2013. Rapporto tecnico - Ciclo dei nutrienti e stato ecologico buono: proposta di nuove misure basate sulle caratteristiche di habitat e idromorfologiche locali degli ambienti acquatici e possibilità di up-scaling. Deliverable I3d3 – Project INHABIT LIFE08 ENV/

Balestrini, R., Delconte, C.A., Palumbo, M.T., Buffagni, A., 2018. Biotic control of in-stream nutrient retention in nitrogen-rich springs (Po Valley, Northern Italy). *Ecol. Eng.* 122, 303–314. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2018.08.014>

Balestrini, R., Sacchi, E., Tidili, D., Delconte, C.A., Buffagni, A., 2016. Factors affecting agricultural nitrogen removal in riparian strips: Examples from groundwater-dependent ecosystems of the Po Valley (Northern Italy). *Agric. Ecosyst. Environ.* 221, 132–144. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.034>

Boggero, A., Zaupa, S., Musazzi, S., Rogora, M., Dumnicka, E., Lami, A., 2019. Environmental factors as drivers for macroinvertebrate and diatom diversity in Alpine lakes: New insights from the Stelvio National Park (Italy). *J. Limnol.* 78, 147–162. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2019.1863>

Boggero, A., Kamburska, L., Zaupa, S., Ciampittiello, M., Rogora, M., Di Lorenzo, T., 2022. Synoptic results on the potential impacts of the Lake Maggiore water management strategy on freshwater littoral ecosystems and invertebrate biocoenosis (NW, Italy). *J. Limnol.* 81. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2022.2147>

Boggero, A., Croci, C., Zanaboni, A., Zaupa, S., Paganelli, D., Garzoli, L., Bras, T., Busiello, A., Orru, A., Beatrizzotti, S., Kamburska, L., 2023. New records of the spiny-cheek crayfish *Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817): expansion in subalpine lakes in North-western Italy. *Bioinvasions Rec.* 12, 445–456. <https://doi.org/10.3391/bir.2023.12.2.09>

Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*

589, 91–106. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0723-5>

Buffagni, A., Erba, S., Cazzola, M., Murray-Bligh, J., Soszka, H., Genoni, P., 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia* 566, 379–399. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0082-7>

Buffagni, A., Erba, S., Furse, M.T., 2007. A simple procedure to harmonize class boundaries of assessment systems at the pan-European scale. *Environ. Sci. Policy* 10, 709–724. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsci.2007.03.005>

Buffagni, A., Erba, S., Armanini, D.G., 2010. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquat. Sci.* 72, 45–60. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0112-4>

Buffagni, A., Demartini, D., Terranova, L., 2013. Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali, Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del C.N.R., Roma, 1/i, 262 pp

Buffagni, A., Barca, E., Erba, S., Balestrini, R., 2019. In-stream microhabitat mosaic depicts the success of mitigation measures and controls the Ecological Potential of benthic communities in heavily modified rivers. *Sci. Total Environ.* 673, 489–501. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.124>

Buffagni, A., Erba, S., Cazzola, M., Barca, E., Belfiore, C., 2020. The ratio of lentic to lotic habitat features strongly affects macroinvertebrate metrics used in southern Europe for ecological status classification. *Ecol. Indic.* 117, 106563. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106563>

Buffagni, A., 2021. The lentic and lotic characteristics of habitats determine the distribution of benthic macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Freshw. Biol.* 66, 13–34. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/fwb.13596>

Cifoni, M., Boggero, A., Rogora, M., Ciampittiello, M., Martín, A., Galassi, D., Fiasca, B., Di Lorenzo, T., 2024. Effects of human-induced water level fluctuations on copepod assemblages of the littoral zone of Lake Maggiore. *Hydrobiologia* 849, 3545–3564. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04960-3>

Colombo, N., Balestrini, R., Godone, D., Vione, D., Said-Pullicino, D., Viviano, G., Martin, M., Delconte, C.A., Fratianni, S., Capodaglio, A.G., Pintaldi, E., Freppaz, M., Salerno, F., 2024. High-resolution temporal variations of nitrate in a high-elevation pond in alpine tundra (NW Italian Alps). *Catena* 235, 107635. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107635>

Datry, T., Corti, R., Claret, C., Philippe, M., 2011. Flow intermittence controls leaf litter breakdown in a French temporary alluvial river: The “drying memory.” *Aquat. Sci.* 73, 471–483. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0193-8>

Datry, T., Boulton, A.J., Bonada, N., Fritz, K., Leigh, C., Sauquet, E., Tockner, K., Huguency, B., Dahm, C.N., 2018. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. *J. Appl. Ecol.* 55, 353–364. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12941>

De Girolamo, A.M., Balestrini, R., D'Ambrosio, E., Pappagallo, G., Soana, E., Lo Porto, A., 2017a. Anthropogenic input of nitrogen and riverine export from a Mediterranean catchment. The Celone, a temporary river case study. *Agric. Water Manag.* 187, 190–199. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.03.025>

De Girolamo, A. M., Bouraoui, F., Buffagni, A., Pappagallo, G., Lo Porto, A., 2017b. Hydrology under climate change in a temporary river system: Potential impact on water balance and flow regime. *River Res. Appl.* 33, 1219–1232. <https://doi.org/10.1002/rra.3165>

De Girolamo, A.M., Barca, E., Leone, M., Lo Porto, A., 2022. Impact of long-term climate change on flow regime in a Mediterranean basin. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 41, 101061. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eirh.2022.101061>

De Niel, J., Van Uytven, E., Willems, P., 2019. Uncertainty Analysis of Climate Change Impact on River Flow Extremes Based on a Large Multi-Model Ensemble. *Water Resour. Manag.* 33, 4319–4333. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02370-0>

Di Lorenzo, T., Fiasca, B., Di Camillo Tabilio, A., Murolo, A., Di Cicco, M., Galassi, D.M.P., 2020. The weighted Groundwater Health Index (wGHI) by Korbel and Hose (2017) in European groundwater bodies in nitrate vulnerable zones. *Ecol. Indic.* 116, 106525. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106525>

- Doretto, A., Bona, F., Falasco, E., Morandini, D., Piano, E., Fenoglio, S., 2020. Stay with the flow: How macroinvertebrate communities recover during the rewetting phase in Alpine streams affected by an exceptional drought. *River Res. Appl.* 36, 91–101. <https://doi.org/10.1002/rra.3563>
- Durance, I., Ormerod, S.J., 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Glob. Chang. Biol.* 13, 942–957. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01340.x>
- EEA, 2018. Report No 7/2018. European waters. Assessment of status and pressures 2018. Luxembourg. <https://doi.org/doi:10.2800/303664>
- Extence, C.A., Balbi, D.M., Chadd, R.P., 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regul. Rivers Res. Manag.* 15, 545–574. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199911/12\)15:6%3C545::AID-RR-R561%3E3.O.CO;2-W](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1099-1646(199911/12)15:6%3C545::AID-RR-R561%3E3.O.CO;2-W)
- Fasola, M., Cardarelli, E., Ranghetti, L., Boncompagni, E., Pellitteri-Rosa, D., Delle Monache, D., Morganti, M., 2022. Changes in rice cultivation affect population trends of herons and egrets in Italy. *Glob. Ecol. Conserv.* 36, e02135. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02135>
- Fasola, M., Pellitteri-Rosa, D., Pinoli, G., Alessandria, G., Boncompagni, E., Boano, G., Brangi, A., Carpegna, F., Cassone, P., Della Toffola, M., Ferlini, F., Gagliardi, A., Gargioni, A., Gola, L., Grattini, N., Gustin, M., Lavezzi, F., Maffezzoli, L., Martignoni, C., Musumeci, R., Pirota, G., Provini, I., Ravasini, M., Re, A., Riboni, B., Tamietti, A., Viganò, E., Morganti, M., 2023. Five decades of breeding populations census for 12 species of colonial waterbirds in northwestern Italy. *Sci. Data* 10, 239. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02072-8>
- Gallart, F., Prat, N., Garca-Roger, E.M., Latron, J., Rieradevall, M., Llorens, P., Barbera, G.G., Brito, D., De Girolamo, A.M., Lo Porto, A., Buffagni, A., Erba, S., Neves, R., Nikolaidis, N.P., Perrin, J.L., Querner, E.P., Quinoneiro, J.M., Tournoud, M.G., Tzoraki, O., Skoulikidis, N., Gamez, R., Gomez, R., Froebrich, J., 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 3165–3182. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3165-2012>
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Bertocchi, S., Brusconi, S., Al, I., Mazza, G., Scalici, M., Tricarico, E., 2014. Un contributo multidisciplinare alla conoscenza dei gamberi alloctoni del Lazio, in: Monaco, A. (Ed.), *Alieni: La Minaccia Delle Specie Alloctone per La Biodiversità Del Lazio*. Palombi editori, Roma, pp. 116–135.
- Giuntoli, I., Vidal, J.P., Prudhomme, C., Hannah, D.M., 2015. Future hydrological extremes: The uncertainty from multiple global climate and global hydrological models. *Earth Syst. Dyn.* 6, 267–285. <https://doi.org/10.5194/esd-6-267-2015>
- Griebler, C., Avramov, M., 2015. Groundwater ecosystem services: A review. *Freshw. Sci.* 34, 355–367. <https://doi.org/10.1086/679903>
- Griebler, C., Avramov, M., Hose, G., 2019. Groundwater Ecosystems and Their Services: Current Status and Potential Risks BT, in: Schröter, M., Bonn, A., Klotz, S., Seppelt, R., Baessler, C. (Eds.), *Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks, and Societal Responses*, Springer pp. 197–203. https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0_31
- Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8, 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Harjung, A., Sabater, F., Butturini, A., 2018. Hydrological connectivity drives dissolved organic matter processing in an intermittent stream. *Limnologica* 68, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.02.007>
- Harrison, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., Hallslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamăna, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., Turkelboom, F., 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosyst. Serv.* 9, 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>
- Hose, G.C., Chariton, A.A., Daam, M.A., Di Lorenzo, T., Galassi, D.M.P., Halse, S.A., Reboleira, A.S.P.S., Robertson, A.L., Schmidt, S.I., Korb, K.L., 2022. Invertebrate traits, diversity and the vulnerability of groundwater ecosystems. *Funct. Ecol.* 36, 2200–2214. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14125>
- Iammarino, S., Rodriguez-Pose, A., Storper, M., 2019. Regional inequality in Europe: Evidence, theory and policy implications. *J. Econ. Geogr.* 19, 273–298. <https://doi.org/10.1093/jeg/lby021>
- Inácio, M., Barceló, D., Zhao, W., Pereira, P., 2022. Mapping lake ecosystem services: A systematic review. *Sci. Total Environ.* 847. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157561>
- IPCC, 2023. *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14125>
- ISPRA, 2017. *Manuale tecnico-operativo per la modellazione e la valutazione dell'integrità dell'habitat fluviale*. Manuali e Linee Guida 154/2017, ISPRA, Roma.
- ISPRA, 2023. *Ambiente in Italia: uno sguardo d'insieme* Annuario dei dati ambientali 2022. Roma.
- Janse, J.H., van Dam, A.A., Hes, E.M.A., de Klein, J.J.M., Finlayson, C.M., Janssen, A.B.G., van Wijk, D., Mooij, W.M., Verhoeven, J.T.A., 2019. Towards a global model for wetlands ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 36, 11–19. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.covsust.2018.09.002>
- Kamburska, L., Lauceri, R., Riccardi, N., 2013. Establishment of a new alien species in Lake Maggiore (Northern Italy): *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Aquat. Invasions* 8, 111–116. <https://doi.org/10.3391/ai.2013.8.1.13>
- Korb, K.L., Hose, G.C., 2011. A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. *Hydrobiologia* 661, 329–349. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0541-z>
- Korb, K.L., Hose, G.C., 2017. The weighted groundwater health index: Improving the monitoring and management of groundwater resources. *Ecol. Indic.* 75, 164–181. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2016.11.039>
- Korb, K.L., Hose, G.C., 2024. Monitoring groundwater health using citizen scientists in semi-arid regional Australia round Water, in stampa. <https://doi.org/10.1111/gwat.13407>
- Kotlarski, S., Gobiet, A., Morin, S., Olefs, M., Rajczak, J., Samacoïts, R., 2023. 21st Century alpine climate change. *Clim. Dyn.* 60, 65–86. <https://doi.org/10.1007/s00382-022-06303-3>
- Laini, A., Burgazzi, G., Chadd, R., Englund, J., Tziortzis, I., Ventrucci, M., Vezza, P., Wood, P.J., Viaroli, P., Guareschi, S., 2022. Using invertebrate functional traits to improve flow variability assessment within European rivers. *Sci. Total Environ.* 832, 155047. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155047>
- Malard, F., Griebler, C., Rétaux, S.B.T., 2023. *Groundwater ecology and evolution: an introduction*, Academic Press, San Diego, pp. 640. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819119-4.00026-3>
- Mammola, S., Leroy, B., 2018. Applying species distribution models to caves and other subterranean habitats. *Ecography* 41, 1194–1208. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ecog.03464>
- Mammola, S., Piano, E., Cardoso, P., Vernon, P., Domínguez-Villar, D., Culver, D.C., Pipan, T., Isaia, M., 2019. Climate change going deep: The effects of global climatic alterations on cave ecosystems. *Anthr. Rev.* 6, 98–116. <https://doi.org/10.1177/2053019619851594>
- Mammola, S., Meierhofer, M.B., Borges, P.A. V, Colado, R., Culver, D.C., Deharveng, L., Delić, T., Di Lorenzo, T., Dražina, T., Ferreira, R.L., Fiasca, B., Fišer, C., Galassi, D.M.P., Garzoli, L., Gerovasileiou, V., Griebler, C., Halse, S., Howarth, F.G., Isaia, M., Johnson, J.S., Komerički, A., Martínez, A., Milano, F., Moldovan, O.T., Nanni, V., Nicolosi, G., Niemiller, M.L., Pallarés, S., Pavlek, M., Piano, E., Pipan, T., Sanchez-Fernandez, D., Santangeli, A., Schmidt, S.I., Wynne, J.J., Zagmajster, M., Zakšek, V., Cardoso, P., 2022. Towards evidence-based conservation of subterranean ecosystems. *Biol. Rev.* 97, 1476–1510. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/brv.12851>
- Martin-Ortega, J., Ferrier, R.C., Gordon, I.J., Khan, S., 2015. *Water ecosystem services: a global perspective*, International Hydrology Series, Cambridge University Press, Cambridge, pp 173,

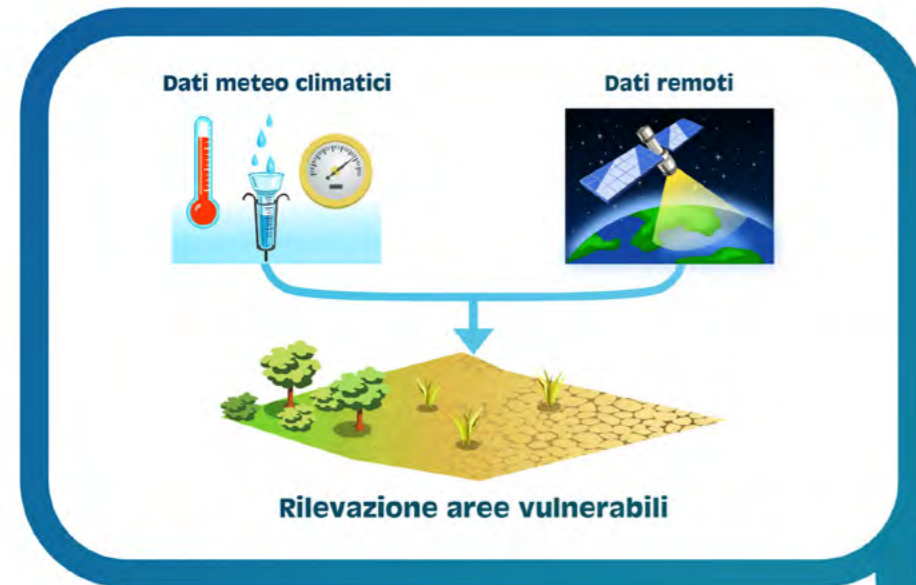
- Matthews, W.J., Marsh-Matthews, E., 2003. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshw. Biol.* 48, 1232–1253. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01087.x>
- Mermillod-Blondin, F., Hose, G.C., Simon, K.S., Korbel, K., Avramov, M., Vorste, R. Vander, 2023. Role of invertebrates in groundwater ecosystem processes and services, in: Malard, F., Griebler, C., Rétaux, S.B.T. (Eds.), *Groundwater Ecology and Evolution*. Academic Press, San Diego, pp. 263–281. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819119-4.00008-1>
- Moccia, D., Salvadori, L., Ferrari, S., Carucci, A., Pusceddu, A., 2020. Implementation of the EU ecological flow policy in Italy with a focus on Sardinia. *Adv. Oceanogr. Limnol.* 11. <https://doi.org/10.4081/aiol.2020.8781>
- Morganti, M., Preatoni, D., Sarà, M., 2017. Climate determinants of breeding and wintering ranges of lesser kestrels in Italy and predicted impacts of climate change. *J. Avian Biol.* 48, 1595–1607. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jav.01179>
- Mosley, L.M., 2015. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Science Rev.* 140, 203–214. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.11.010>
- Munné, A., Bonada, N., Cid, N., Gallart, F., Solà, C., Bardina, M., Rovira, A., Sierra, C., Soria, M., Fortuño, P., Llorens, P., Latron, J., Estrela, T., Fidalgo, A., Serrano, I., Jiménez, S., Vega, R., Prat, N., 2021. A Proposal to Classify and Assess Ecological Status in Mediterranean Temporary Rivers: Research Insights to Solve Management Needs. *Water* 13. <https://doi.org/10.3390/w13060767>
- Nanni, V., Piano, E., Cardoso, P., Isaia, M., Mammola, S., 2023. An expert-based global assessment of threats and conservation measures for subterranean ecosystems. *Biol. Conserv.* 283, 110136. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110136>
- O'Reilly, C.M., Rowley, R.J., Schneider, P., Lenters, J.D., Mcintyre, P.B., Kraemer, B.M., 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42: 1-9. *Geophys. Res. Lett.* 1-9. <https://doi.org/10.1002/2015GL066235>
- Ovaskainen, O., Abrego, N., 2020. Joint species distribution modelling: with applications in R, Series "Ecology, Biodiversity and Conservation." Cambridge University Press, Cambridge, UK. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/9781108591720>
- Papa Francesco, 2015. Lettera enciclica LAUDATO SI' del Santo Padre Francesco sulla cura della casa comune.
- Pareeth, S., Bresciani, M., Buzzi, F., Leoni, B., Lepori, F., Ludovisi, A., Morabito, G., Adrian, R., Neteler, M., Salmaso, N., 2017. Warming trends of perialpine lakes from homogenised time series of historical satellite and in-situ data. *Sci. Total Environ.* 578, 417–426. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.199>
- Pastor, A. V., Tzoraki, O., Bruno, D., Kaletová, T., Mendoza-Lera, C., Alamanos, A., Brummer, M., Datry, T., De Girolamo, A.M., Jakubinský, J., Logar, I., Loures, L., Ilhéu, M., Koundouri, P., Nunes, J.P., Quintas-Soriano, C., Sykes, T., Truchy, A., Tsani, S., Jorda-Capdevila, D., 2022. Rethinking ecosystem service indicators for their application to intermittent rivers. *Ecol. Indic.* 137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2022.108693>
- Peterson, A.T., Soberón, J., 2012. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. *Nat. & Conserv.* 10, 102–107.
- Piano, E., Doretto, A., Falasco, E., Fenoglio, S., Gruppuso, L., Nizzoli, D., Viaroli, P., Bona, F., 2019. If Alpine streams run dry: the drought memory of benthic communities. *Aquat. Sci.* 81, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0629-0>
- Pinna, M., Marini, G., Cristiano, G., Mazzotta, L., Vignini, P., Cicolani, B., Di Sabatino, A., 2016. Influence of aperiodic summer droughts on leaf litter breakdown and macroinvertebrate assemblages: testing the drying memory in a Central Apennines River (Aterno River, Italy). *Hydrobiologia* 782, 111–126. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2854-z>
- Piscia, R., Volta, P., Boggero, A., Manca, M., 2011. The invasion of Lake Orta (Italy) by the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852): a new threat to an unstable environment. *Aquat. Invasions* 6, S45–S48. <https://doi.org/10.3391/ai.2011.6.S1.010>
- Prosser, R.S., Hoekstra, P.F., Gene, S., Truman, C., White, M., Hanson, M.L., 2020. A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. *J. Environ. Manage.* 261, 110210. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110210>
- PSAC, 2009. Water and water management issues: report on the state of the Alps: Alpine Convention: summary. Permanent Secretariat of the Alpine Convention, Bolzano
- Quadroni, S., Crosa, G., Gentili, G., Espa, P., 2017. Response of stream benthic macroinvertebrates to current water management in Alpine catchments massively developed for hydropower. *Sci. Total Environ.* 609, 484–496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.099>
- Quadroni, S., Laini, A., Salmaso, F., Servanzi, L., Gentili, G., Zaccara, S., Espa, P., Crosa, G., 2022. Towards ecological flows: status of the benthic macroinvertebrate community during summer low-flow periods in a regulated lowland river. *J. Limnol.* 81. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2022.2139>
- Quadroni, S., Crosa, G., 2023. WP5 - Valutazione degli effetti delle variazioni dei livelli sul sistema fiume attraverso nuovi indicatori - Report del Progetto Intereg Parchi Verbano Ticino. Varese.
- Ranghetti, L., Boschetti, M., 2022. Updated trends of water management practice in the Italian rice paddies from remotely sensed imagery. *Eur. J. Remote Sens.* 55, 1–9. <https://doi.org/10.1080/22797254.2021.2002726>
- Ryo, M., Angelov, B., Mammola, S., Kass, J.M., Benito, B.M., Hartig, F., 2021. Explainable artificial intelligence enhances the ecological interpretability of black-box species distribution models. *Ecography (Cop.)*. 44, 199–205. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ecog.05360>
- Sabater, S., Timoner, X., Borrego, C., Acuña, V., 2016. Stream biofilm responses to flow intermittency: From cells to ecosystems. *Front. Environ. Sci.* 4, 1–10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00014>
- Sacchi, S., Torrini, G., Marianelli, L., Mazza, G., Fumagalli, A., Cavagna, B., Ciampitti, M., Roversi, P.F., 2021. Control of Meloidogyne graminicola a Root-Knot Nematode Using Rice Plants as Trap Crops: Preliminary Results. *Agriculture*. <https://doi.org/10.3390/agriculture11010037>
- Saccò, M., Mammola, S., Altermatt, F., Alther, R., Bolpagni, R., Brancelj, A., Brankovits, D., Fišer, C., Gerovasileiou, V., Griebler, C., Guareschi, S., Hose, G.C., Korbel, K., Lictevout, E., Malard, F., Martínez, A., Niemiller, M.L., Robertson, A., Tanalgo, K.C., Bichuette, M.E., Borko, Š., Brad, T., Campbell, M.A., Cardoso, P., Celico, F., Cooper, S.J.B., Culver, D., Di Lorenzo, T., Galassi, D.M.P., Guzik, M.T., Hartland, A., Humphreys, W.F., Ferreira, R.L., Lunghi, E., Nizzoli, D., Perina, G., Raghavan, R., Richards, Z., Reboleira, A.S.P.S., Rohde, M.M., Fernández, D.S., Schmidt, S.I., van der Heyde, M., Weaver, L., White, N.E., Zagmajster, M., Hogg, I., Ruhi, A., Gagnon, M.M., Allentoft, M.E., Reinecke, R., 2024. Groundwater is a hidden global keystone ecosystem. *Glob. Chang. Biol.* 30. <https://doi.org/10.1111/gcb.17066>
- Salerno, F., Gambelli, S., Viviano, G., Thakuri, S., Guyennon, N., D'Agata, C., Diolaiuti, G., Smiraglia, C., Stefani, F., Bocchiola, D., Tartari, G., 2014. High alpine ponds shift upwards as average temperatures increase: A case study of the Ortles-Cevedale mountain group (Southern Alps, Italy) over the last 50 years. *Glob. Planet. Change* 120, 81–91. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2014.06.003>
- Salmaso, F., Crosa, G., Espa, P., Gentili, G., Quadroni, S., Zaccara, S., 2018a. Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environ. Monit. Assess.* 190. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6390-8>
- Salmaso, N., Anneville, O., Straile, D., Viaroli, P., 2018b. European large perialpine lakes under anthropogenic pressures and climate change: present status, research gaps and future challenges. *Hydrobiologia* 824, 1–32. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3758-x>
- Santini, L., Benítez-López, A., Maiorano, L., Čengić, M., Huijbregts, M.A.J., 2021. Assessing the reliability of species distribution projections in climate change research. *Divers. Distrib.* 27, 1035–1050. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.13252>
- Schiavon, A., Comoglio, C., Candiotto, A., Spairani, M., Hölker, F., Tarena, F., Watz, J., Nyqvist, D., 2024. Navigating the drought: upstream migration of a small-sized Cypriniformes (*Telestes muticellus*) in response to drying in a partially intermittent mountain stream.

- Sherwood, S.C., Webb, M.J., Annan, J.D., Armour, K.C., Forster, P.M., Hargreaves, J.C., Hegerl, G., Klein, S.A., Marvel, K.D., Rohling, E.J., Watanabe, M., Andrews, T., Braconnot, P., Bretherton, C.S., Foster, G.L., Hausfather, Z., von der Heydt, A.S., Knutti, R., Mauritsen, T., Norris, J.R., Proistosescu, C., Rugenstein, M., Schmidt, G.A., Tokarska, K.B., Zelinka, M.D., 2020. An Assessment of Earth's Climate Sensitivity Using Multiple Lines of Evidence. *Rev. Geophys.* 58, 1–93. <https://doi.org/10.1029/2019RG000678>
- Skoulikidis, N.T., Sabater, S., Datry, T., Morais, M.M., Buffagni, A., Dörflinger, G., Zogaris, S., del Mar Sánchez-Montoya, M., Bonada, N., Kalogianni, E., Rosado, J., Vardakas, L., De Girolamo, A.M., Tockner, K., 2017. Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: Status, pressures, and challenges for research and management. *Sci. Total Environ.* 577, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.147>
- Soana, E., Balestrini, R., Vincenzi, F., Bartoli, M., Castaldelli, G., 2017. Mitigation of nitrogen pollution in vegetated ditches fed by nitrate-rich spring waters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 243, 74–82. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.004>
- Southwood, B., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *J. Anim. Ecol.* 46, 336.
- Stefani, F., Schiavon, A., Tirozzi, P., Gomarasca, S., Marziali, L., 2020. Functional response of fish communities in a multistressed freshwater world. *Sci. Total Environ.* 740, 139902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139902>
- Taheri, S., Naimi, B., Rahbek, C., Araújo, M.B., 2021. Improvements in reports of species redistribution under climate change are required. *Sci. Adv.* 7, eabe1110. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1110>
- Tiberti, R., Buscaglia, F., Callieri, C., Rogora, M., Tartari, G., Sommaruga, R., 2020. Food web complexity of high mountain lakes is largely affected by glacial retreat. *Ecosystem* 23, 1093–1106. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00457-8>
- Tilman, D., Isbell, F., Cowles, J.M., 2014. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 471–493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>
- Timoner, X., Acuña, V., Von Schiller, D., Sabater, S., 2012. Functional responses of stream biofilms to flow cessation, desiccation and rewetting. *Freshw. Biol.* 57, 1565–1578. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02818.x>
- Tiwari, T., Sponseller, R.A., Laudon, H., 2022. The emerging role of drought as a regulator of dissolved organic carbon in boreal landscapes. *Nat. Commun.* 13, 5125. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-32839-3>
- Vaccarelli, I., Colado, R., Pallarés, S., Galassi, D.M.P., Sánchez-Fernández, D., Di Cicco, M., Meierhofer, M.B., Piano, E., Di Lorenzo, T., Mammola, S., 2023. A global meta-analysis reveals multilevel and context-dependent effects of climate change on subterranean ecosystems. *One Earth* 6, 1510–1522. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2023.09.001>
- Venarsky, M., Simon, K.S., Saccò, M., François, C., Simon, L., Griebler, C., 2023. Chapter 10 - Groundwater food webs, in: Malard, F., Griebler, C., Rétaux, S.B.T. (Eds) *Groundwater Ecology and Evolution*, Academic Press, San Diego, pp. 241–261. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819119-4.00010-X>
- Verbrugge, L.N.H., van der Velde, G., Jan Hendriks, A., Verreycken, H., Leuven, R.S.E.W., 2012. Risk classifications of aquatic non-native species: Application of contemporary European assessment protocols in different biogeographical settings. *Aquat. Invasions* 7, 49–58. <https://doi.org/10.3391/ai.2012.71.006>
- Xu, J., Barrett, B., Renaud, F.G., 2022. Ecosystem services and disservices in the Luanhe River Basin in China under past, current and future land uses: implications for the sustainable development goals. *Sustain. Sci.* 17, 1347–1364. <https://doi.org/10.1007/s11625-021-01078-8>
- Yang, X., Zhang, X., Graeber, D., Hensley, R., Jarvie, H., Lorke, A., Borchardt, D., Li, Q., Rode, M., 2023. Large-stream nitrate retention patterns shift during droughts: Seasonal to sub-daily insights from high-frequency data-model fusion. *Water Res.* 243, 120347. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120347>

How to cite

12

Stefani, F., Quadroni, S., Boggero, A., Di Lorenzo, T., Balestrini, R., Morganti, M., Vergine, P., Mammola, S., Ciampitiello, M., Buffagni, A., Barra Caracciolo, A., Fontaneto, D. 2024. "Siccità ed ecosistemi", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 475-510. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/12>



Keywords
land degradation
sustainability
local climates
productivity
land management

Parole-chiave
land degradation
sostenibilità
climi locali
produttività
land management

Curatore
Vito Imbrenda
CNR
Istituto di metodologie
per l'analisi ambientale

Con contributi di
CNR
Istituto sull'inquinamento atmosferico
Maria Adamo
Cristina Tarantino

CNR
Istituto di metodologie
per l'analisi ambientale
Rosa Coluzzi
Mariagrazia D'Emilio
Maria Lanfredi
Caterina Samela
Tiziana Simoniello

CNR
Istituto di ricerca sulle acque
Monica Garnier

Siccità e Land Degradation

13.1	Introduzione	515
13.2	Monitoraggio	518
13.2.1	Parere degli esperti	519
13.2.2	Modelli biofisici	519
13.2.3	Valutazioni derivanti da osservazione satellitare	520
13.2.4	Calcolo dell'Indicatore SDG 15.3.1	526
13.2.5	Mappatura dei terreni agricoli abbandonati	529
13.2.6	I modelli per la stima della vulnerabilità alla <i>Land Degradation</i>	530
13.3	Regime progressivo e stato attuale	532
13.4	Impatti del cambiamento climatico sull'estensione e severità del fenomeno della <i>Land Degradation</i>	537
13.4.1	Impatti del cambiamento climatico sul fenomeno della <i>Land Degradation</i>	538
13.4.2	Impatto delle variazioni del regime di precipitazione	538
13.4.3	Impatto dell'innalzamento della temperatura	539
13.4.4	Impatto dei regimi di vento	541
13.5	Le domande di ricerca	542
13.6	Referenze bibliografiche	544

Inizialmente definita come la “perdita della produttività biologica ed economica delle terre”, la Land Degradation (LD) è stata recentemente inserita in un quadro definitorio più ampio di natura prettamente ecologica che ha portato a indicarla come “la riduzione del valore economico dei servizi e dei beni ecosistemici erogati dal territorio a seguito di attività antropiche e/o dell’evoluzione biofisica naturale” (ELD, 2013). La presenza del termine *land* indica il sistema bioproduttivo terrestre che comprende suolo, vegetazione, incluso il biota, oltre ai processi ecologici e idrologici che operano all’interno del sistema (<https://eur-lex.europa.eu/EN/legal-content/summary/united-nations-convention-to-combat-desertification-in-countries-seriously-affected-by-drought.html>). Più precisamente, allargando il campo, occorrerebbe parlare di *land system* inteso come il sistema di usi del territorio e i rispettivi collegamenti dinamici complessi con gli ecosistemi e la società.

In generale, la problematica della LD, oltre a minare la qualità ecologica della Terra stessa, è un’emergenza socio-economico-politica. Essa, infatti, riguarda quasi il 40% delle terre del pianeta e circa la metà della popolazione mondiale, con un danno economico in termini di PIL di oltre 44 000 miliardi di dollari annui (UNCED, 2022) con importanti ripercussioni sul piano socio-politico (conflitti per l’acqua, eco-rifugiati, sicurezza alimentare, etc.).

In questo contesto, la siccità, specialmente se associata a ondate di calore e cambiamenti nell’andamento stagionale delle precipitazioni, si configura come un

importante driver di LD. Gli effetti della siccità possono andare ben oltre le pur devastanti conseguenze transitorie di isolati eventi severi (come, ad esempio, la siccità del 2022 del bacino padano), specialmente nelle aree semiaride, tipiche del Mediterraneo e soggette a forte pressione antropica (Ferreira et al., 2022).

In condizioni naturali (non perturbate da attività antropiche), la vegetazione delle aree mediterranee e semiaride è generalmente ben adattata a lunghi periodi di scarsità di acqua e nel complesso si mostra resiliente (Chaves et al., 2003). Purtroppo, a causa della diffusione di usi intensivi del suolo (ad esempio pascolo, agricoltura, ecc.), molte regioni mediterranee e semiaride sono inclini a processi di LD. Il cambiamento climatico e le forzanti antropiche possono innescare un feedback positivo tra vegetazione e ambiente fisico, cioè, un processo a spirale tra cambiamenti della copertura vegetazionale e clima che si autoalimenta, portando gli ecosistemi verso un processo di degrado in cui il ritorno allo stato iniziale è molto difficile (Kéfi et al., 2007).

Gli attuali modelli climatici prevedono sul medio-lungo periodo un aumento della frequenza e della durata dei periodi di siccità e una maggiore frequenza anche di piogge particolarmente intense e di breve durata (Grillakis, 2019; Spinoni et al., 2018) in grado di provocare fenomeni di erosione (Morán-Ordóñez et al., 2020) e, di conseguenza, di rimozione di considerevoli quantità di nutrienti dal suolo (in particolare di fosforo), ponendo in primo piano il problema dell’eventuale innesco

di processi di LD. Per completezza di informazione, non si può non accennare proprio a questi eventi meteorologici estremi, perché essi costituiscono l'altra faccia della medaglia dei cambiamenti climatici, presentando caratteristiche opposte rispetto alla siccità, ma contribuendo insieme a essa all'innescarsi dei fenomeni di desertificazione (ovvero, la LD nel particolare contesto climatico delle aree aride, semi-aride e sub-umide secche), che rappresentano uno degli aspetti più gravi con cui la LD si verifica in aree sempre più vaste del pianeta. In conseguenza dei sopra menzionati processi erosivi, infatti, lo spessore del suolo diminuisce molto rapidamente; in particolare, molto più velocemente di quanto non si riesca a compensare con i processi di pedogenesi, che intervengono nella formazione del suolo. L'erosione diventa così un processo irreversibile che contribuisce in modo significativo alla LD.

Poiché, inoltre, è noto che la maggior parte del fosforo è presente nel terreno in tutti i composti minerali e organici e nella biomassa microbica, l'erosione causa anche la perdita di notevoli quantità di fosforo, da un lato riducendo la fertilità dei suoli agricoli (Novara et al., 2018) e, dall'altro, contribuendo ai fenomeni di eutrofizzazione dei corpi idrici (Markogianni et al., 2016).

L'agricoltura è considerata, insieme agli eventi estremi, la principale responsabile dell'erosione e del trasporto di sedimenti nei corpi idrici. È stato infatti dimostrato che gli usi del territorio naturali e seminaturali mostrano tassi di erosione notevolmente inferiori (Cammeraat, 2004; Cerdan et al., 2010). Le attività agricole possono infatti disturbare il terreno, soprattutto se svolte su pendii ripidi, in caso di lavorazione a rittochino o quando il letame è sostituito da fertilizzanti minerali, provocando una riduzione della sostanza organica e

della capacità di infiltrazione del suolo, con conseguente aumento del deflusso superficiale.

Oltre a questo, anche la tipologia di coltivazione ha una grande influenza sull'erosione. Sauer e Ries (2008) riportano che una copertura vegetale superiore al 60% può ridurre considerevolmente l'erosione in ambienti semiaridi.

A questo riguardo è possibile immaginare che il cambiamento del clima possa portare a un cambiamento delle specie coltivate e/o a un cambiamento delle aree impiegate per la coltivazione di alcune specie, ad esempio in zone di maggiore altitudine, dove le temperature raggiungeranno valori idonei a ospitare specie tipicamente destinate a essere produttive in zone collinari o pianeggianti (Rodrigo-Comino et al., 2021). A tali aree corrispondono però, in genere, pendenze più elevate e di conseguenza un maggiore rischio di erosione e perdita di fosforo.

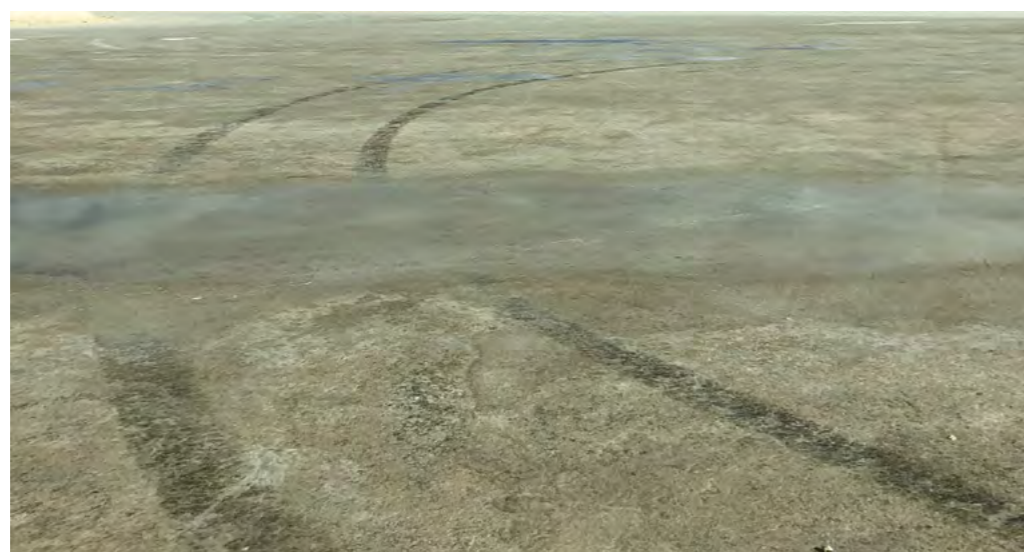
Gli effetti negativi appena descritti sono particolarmente gravi soprattutto per le popolazioni rurali dipendenti dalle risorse naturali e possono potenzialmente portare alla perdita di mezzi di sussistenza e alla successiva migrazione dalle aree colpite. Specialmente nelle aree mediterranee e semiaride dell'Italia Meridionale il rischio dell'innescarsi di fenomeni irreversibili di desertificazione, anche attraverso meccanismi indiretti come lo sviluppo di incendi, può portare a effetti sociali ed economici catastrofici con il conseguente spopolamento di ampie zone (Imbrenda et al., 2013; Salvati, 2023). I collegamenti tra degrado del territorio e migrazione sono complessi e non particolarmente documentati, poiché si verificano in un contesto più ampio di interazioni multiscala di processi socioeconomici, politici, demografici e ambientali (Hermans e McLeman, 2021). L'importanza della gestione sostenibile del territorio,

con particolare attenzione alla struttura e al miglioramento della copertura del suolo, è cruciale per incrementare significativamente la capacità di ritenzione idrica del suolo e la disponibilità di acqua, così come le più recenti normative europee suggeriscono (ad esempio, l'*European Green Deal* https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en).

In quest'ottica si impone sempre più una visione olistica del problema che, in chiave ecologica, riguardi la produzione di cibo, energia e acqua con un approccio integrato, grazie al quale la vulnerabilità alla LD potrebbe essere ridotta in maniera significativa. Se inquadrato nell'ambito della gestione del rischio, l'impatto della siccità sulla produttività del suolo si configura come rischio a lungo termine e necessita di una gestione proattiva e integrata delle risorse naturali. In questo contesto, l'utilizzo di nuove tecnologie, specialmente in agricoltura, riveste un ruolo fondamentale.

Il monitoraggio della Land Degradation, con un'attenzione particolare agli effetti della siccità implica uno studio appropriato delle diverse componenti naturali e antropiche interagenti: vegetazione, clima, suolo e *land management*. Naturalmente, per questo scopo, gli strumenti da adottare variano significativamente passando dalla scala locale a quella regionale fino a quella continentale (Bai et al., 2008; Contador et al., 2009; Kéfi et al., 2007).

Nonostante la pressante richiesta di informazioni spaziali e temporali relative alla LD, manca ancora una metodologia standardizzata per la sua valutazione a diverse scale. Le ragioni di tale situazione risiedono nel persistere di alcune divergenze sulla definizione di LD, nelle metodologie adottate per la mappatura del fenomeno e nella limitata disponibilità di dati di campo. Al contempo, l'affidabilità delle mappe esistenti è spesso oggetto di dibattito (Higginbottom e Symeonakis, 2014; Metternicht et al., 2010).



In una revisione delle principali metodologie impiegate per mappare i terreni esposti al rischio LD a livello globale, Gibbs e Salmon (2015) hanno identificato quattro categorie principali:

- I. pareri di esperti (Bot et al., 2000; Dregne, 1997; Oldeman e Van Lynden, 1998; Reed, 2005);
- II. modelli biofisici (biogeografici/topologici) (Cai et al., 2011; Steinkamp e Hickler, 2015; Stoorvogel et al., 2017);
- III. focus sulle aree abbandonate (Field et al., 2008);
- IV. stime della produttività primaria netta derivanti da osservazione satellitare (Abdi et al., 2019; Bai et al., 2008; Cherlet et al., 2018; Shi et al., 2017; Yengoh et al., 2015).

Ciascuna di queste fornisce una prospettiva sulle condizioni dei suoli, ma nessuna consente da sola di valutare la complessità del processo.

La raccolta del parere degli esperti è stata storicamente il primo approccio utilizzato per mappare e quantificare i terreni degradati e continua a rivestire un ruolo di rilievo nelle valutazioni nonostante la sua natura soggettiva e le incongruenze spesso riscontrate (Dregne, 1997; Oldeman, 1994; Oldeman et al., 1991).

La Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD), commissionata dal Programma ambientale delle Nazioni Unite (United Nations Environment Program), è stata il primo tentativo di mappare il livello di degrado indotto dall'uomo in tutto il mondo (<https://www.isric.org/projects/global-assessment-human-induced-soil-degradation-glasod>, vedi Oldeman et al., 1991; Oldeman, 1994, e viene ancora utilizzata oggi (ad esempio,

Nijssen et al., 2012). Oldeman et al. (1991) hanno sviluppato un insieme di unità di mappature relativamente uniformi e all'interno di ciascuna unità di mappatura degli esperti hanno stimato la LD in termini di tipo estensione, grado, velocità e cause del degrado (approssimativamente dal 1945 al 1990). I dati GLASOD sono stati raccolti da oltre 290 collaboratori nazionali, moderati da 23 leader regionali. Nonostante le sue limitazioni (ad esempio, la dipendenza dagli esperti locali, valutazioni soggettive e qualitative, risoluzione spaziale grossolana delle unità di mappatura, etc.) GLASOD rimane l'unica fonte completa e globalmente consistente sulla LD ed è stata ampiamente utilizzata e interpretata (Bot et al., 2000; Crosson, 1997, 1995; Pimentel et al., 1995; Sonneveld e Dent, 2009).

La modellazione biofisica è stata ampiamente utilizzata per valutare la produttività vegetativa potenziale su scala globale (ad esempio, Fischer et al., 2002), mentre l'approccio biofisico alla valutazione della LD è relativamente recente. Gli approcci più comuni coinvolgono l'utilizzo di dataset globali che descrivono *pattern* climatici e tipologie di suolo per definire classi di produttività potenziale. Tali studi possono incorporare conoscenze empiriche e opinioni di esperti, utilizzando la modellazione per estendere queste informazioni in una stima globalmente consistente. Da altri studi è emerso che tali modelli biofisici possono essere uno strumento per individuare

e mappare la LD (Cai et al., 2011) combinando la previsione sulla idoneità del suolo alla coltivazione con l'osservazione della sua produttività attuale. L'estensione spaziale e temporale, così come il tipo di degrado considerato, dipendono dai dati di input utilizzati nel processo di modellizzazione. È importante sottolineare che l'accuratezza degli approcci basati su modelli è inevitabilmente condizionata dalla qualità dei dati utilizzati per la calibrazione, nonché dalla scelta del modello, il che può risultare particolarmente impegnativo quando si cerca di gestire in una modellazione globale condizioni che variano localmente (Gibbs e Salmon, 2015).

Dalla messa in orbita dei primi satelliti di osservazione della Terra negli anni '70, il telerilevamento satellitare ha offerto un'opportunità senza precedenti di osservare il pianeta dallo spazio. I dati telerilevati, che attualmente sfruttano piattaforme satellitari multiple, multi-sensori e multi-scala, coprono un'ampia gamma di bande elettromagnetiche che acquisiscono a differenti risoluzioni temporali, spaziali e spettrali, consentendo diverse applicazioni in svariati settori (Tab. 13.1).

Queste osservazioni consentono il monitoraggio dei processi della superficie terrestre passati, presenti e in *near-real time*. In particolare, i dati telerilevati acquisiti in passato consentono analisi retrospettive dello stato e dei cambiamenti del territorio a differenti scale spaziali, aderendo ai principi di ripetitività, oggettività e coerenza cruciali per il monitoraggio della LD. Sebbene vi siano ancora lacune di conoscenza da colmare (Ghazoul e Chazdon, 2017; Prince, 2016; Wessels et al., 2004; Wessels et al., 2007) e benché sia necessario confrontarli e integrarli, specie alla scala locale con le misure di campo, i dati telerilevati e i metodi che da essi discendono sono diventati prassi comune negli studi sulla LD fornendo indicazioni significative in termini di severità del fenomeno, evoluzione temporale ed estensione areale.

Queste osservazioni consentono il monitoraggio dei processi della superficie terrestre passati, presenti e in *near-real time*. In particolare, i dati telerilevati acquisiti in passato consentono analisi retrospettive dello stato e dei cambiamenti del territorio a differenti scale spaziali, aderendo ai principi di ripetitività, oggettività e coerenza cruciali per il monitoraggio della LD. Sebbene vi siano ancora lacune di conoscenza da colmare (Ghazoul e Chazdon, 2017; Prince, 2016; Wessels et al., 2004; Wessels et al., 2007) e benché sia necessario confrontarli e integrarli, specie alla scala locale con le misure di campo, i dati telerilevati e i metodi che da essi discendono sono diventati prassi comune negli studi sulla LD fornendo indicazioni significative in termini di severità del fenomeno, evoluzione temporale ed estensione areale.

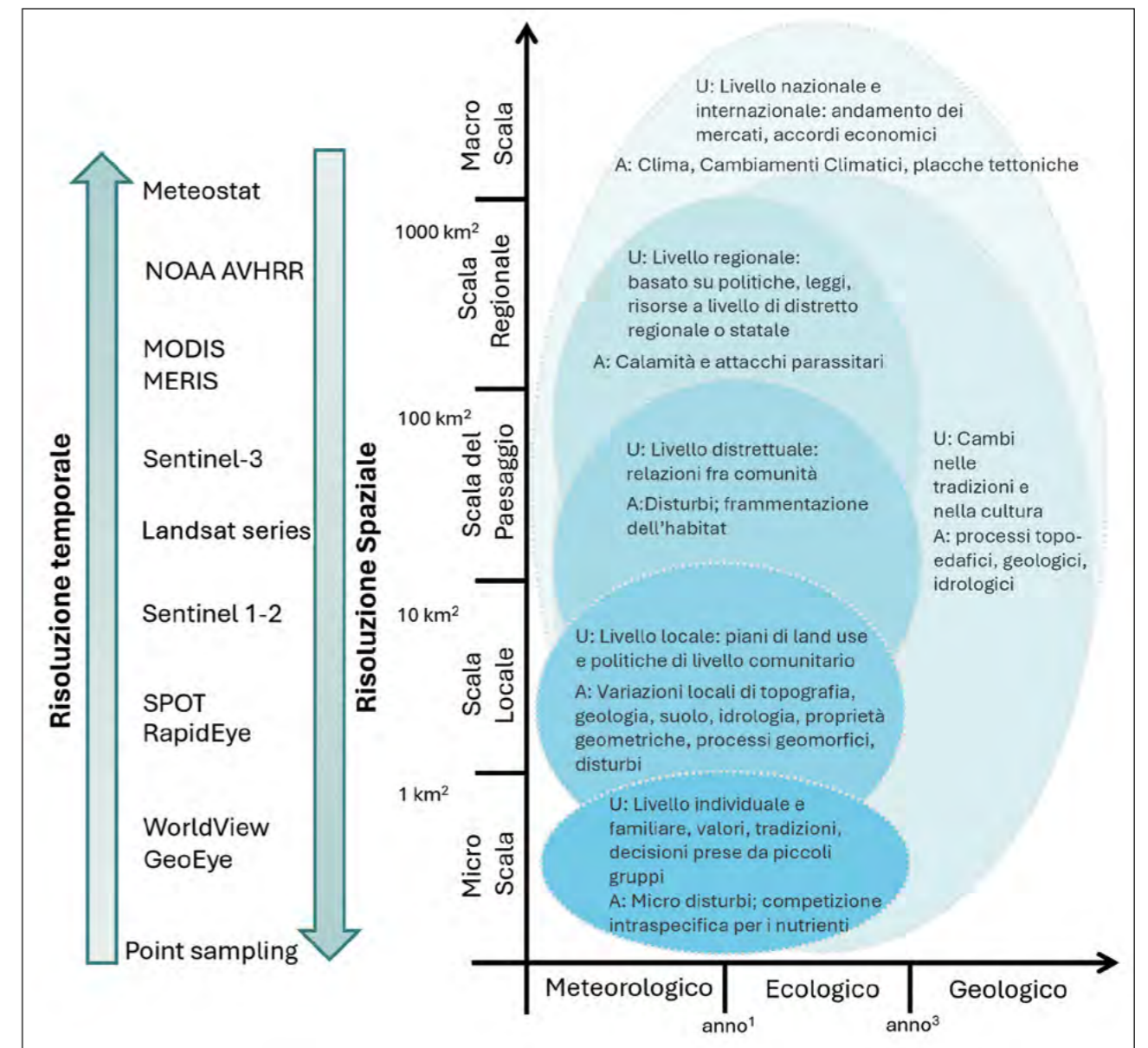
Tabella 13.1
Evoluzione di dati e metodi di telerilevamento adottati per il monitoraggio e l'assessment della LD (estratta da Dubovyk, 2017).

	1970-1980	1980-1990	1990-2000	2000-2024
Input data	Immagini aeree, multispettrali	Dati multispettrali e indici di vegetazione derivati, immagini aeree	Dati multispettrali e indici di vegetazione derivati o prodotti spettrali derivati (TCT, PCA, SMA), immagini aeree, parametri biofisici di vegetazione	Immagini UAV e da aereo, immagini multi- e iper-spettrali, analisi di serie temporali, indici di vegetazione e stima della produttività della vegetazione, parametri biofisici di vegetazione
Metodi	Interpretazione visiva di immagini aeree, fotogrammetria, mappatura manuale	Classificazioni, digitalizzazione manuale e/o automatica, fotogrammetria	Classificazioni, spectral transformation, change detection, analisi semi-quantitativa delle immagini, mapping manuale da esperti	Analisi di serie temporali, data fusion, modellazione LD, classificazioni, spectral transformation, change detection, mapping basato su metodo partecipativo
Sensori/piattaforma	Camere aeree CORONA, Landsat MSS	Landsat TM, SPOT, AVHRR	Landsat ETM/ETM+, SPOT, ASTER, AVHRR	Landsat OLI, SPOT, AVHRR, Aster, MODIS, MERIS, Sentinel, RapidEye, IKONOS, Quickbird, GeoEye, Hyperion, UAV
Risoluzioni	1-80 m, pancromatico e poche bande multispettrali	Da 1 m a 8 km, pancromatico, multi-spettrale e termico	Da 1 m a 8 km, aumento del numero di bande	Da 0.01 a 8 km, aumento del numero di bande, sensori iperspettrali

Infatti, rispetto ai dati acquisiti *in situ*, quelli telerilevati (ad accesso aperto, qualitativamente controllati e aggiornati) consentono analisi speditive anche su aree vaste (a scala globale, continentale e subcontinentale; Brandt et al., 2018; Dubovyk, 2017; Sedano et al., 2016) e di difficile accesso grazie alla visione sinottica delle zone esaminate, alla continuità nell'acquisizione e alla relativa economicità rispetto alle indagini *ground-based*, risultando particolarmente utili nei Paesi in via di sviluppo che, solitamente, dispongono di risorse limitate per programmi di gestione sostenibile del territorio (Bai e Dent, 2009; Gao e Liu, 2010; Sivakumar e Stefanski, 2007; Vlek et al., 2008).

Un uso sistematico delle immagini satellitari consente notevoli vantaggi sia per la possibilità di descrivere l'andamento dei processi di degrado nel tempo (in particolare per la vegetazione) ricorrendo a serie storiche di immagini, sia per la possibilità di investigare i fenomeni a diverse scale selezionando sensori con differente risoluzione spaziale: bassa per estrarre informazioni a livello transnazionale/nazionale (ad esempio, AVHRR), moderata per investigare alla scala regionale/sub-regionale (ad esempio, MODIS) e più elevata per esaminare i processi a livello di comprensorio/bacino o anche locale (ad esempio, Landsat, vedi Figura 13.1).

Figura 13.1
Schema comprendente la disponibilità di immagini provenienti da sensori con differenti risoluzioni spaziali e temporali e corrispondenti relazioni con le varie scale spaziali e temporali dei processi ambientali (A) e antropici (U) legati ai fenomeni di LD (modificato da Dubovyk, 2017). Le scale indicate non sono assolute. I processi menzionati a una specifica scala possono verificarsi anche in altre scale. Per ogni scala menzionata si possono identificare delle sotto-scale.



Tra i vari approcci elaborati per esaminare la LD con l'ausilio di dati satellitari, l'analisi della dinamica della copertura vegetale o dell'andamento dello stato di salute o della produttività della vegetazione è fra quelli più diffusamente utilizzati. Infatti, la copertura vegetale funge da indicatore delle risposte della vegetazione a fattori ambientali quali, ad esempio, le precipitazioni, la temperatura, il suolo e la topografia, oltre che a fattori legati alle attività antropiche. Collegare la dinamica della copertura vegetale a fattori climatici e antropogenici facilita una migliore comprensione dei cambiamenti nella copertura vegetale nonché degli effetti sugli ecosistemi degli stress naturali (ad esempio, siccità) e delle attività antropogeniche (Brown et al., 2010). Inoltre, alcuni cambiamenti nella copertura del suolo, intercettati agilmente da classificazioni diacroniche delle superfici investigate tramite uso di dati remoti, sono talvolta considerati fattori che favoriscono la LD (ad esempio, deforestazione, incendi o invasione di specie aliene).

Pertanto, lo studio basato sull'analisi della dinamica della copertura vegetale con sensori remoti a differenti scale fornisce informazioni cruciali (Walker et al., 2015) e l'analisi delle serie temporali di indici vegetazionali è il metodo più largamente utilizzato a tale scopo.

Il parametro più estesamente utilizzato per lo studio della LD è il Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), proxy dell'attività fotosintetica e pertanto utilissimo per identificare i trend dello stato di salute della vegetazione. Inoltre, è stato dimostrato che esso è correlato a variabili biofisiche quali l'indice di area fogliare (Leaf Area Index - LAI) (Myneni et al., 1997), la frazione di radiazione fotosinteticamente attiva assorbita dalla vegetazione (Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation - FAPAR) (Asrar et al., 1984) e, soprattutto, la produttività

primaria netta (Net Primary Productivity - NPP) (Alexandrov e Oikawa, 1997; Andela et al., 2013; Higginbottom e Symeonakis, 2014; Rasmussen, 1998) che stimano la produttività della vegetazione e i flussi terra/atmosfera (Hall et al., 2011). Tali indicatori si sono mostrati utili per descrivere lo stato di degrado della vegetazione, l'erosione del suolo e altri parametri impiegati nell'analisi e nel monitoraggio della LD; alcuni di questi indicatori fanno parte dei servizi Copernicus (<https://land.copernicus.eu/en/products/vegetation>).

Un'altra variabile importante nello studio della LD è l'umidità del suolo (*soil moisture*). Infatti, livelli inadeguati di umidità del suolo possono causare disturbi agli ecosistemi terrestri, compromettendone la biodiversità e/o la produttività contribuendo alla spirale negativa che culmina con l'innescarsi dei processi di LD. Questo avviene perché l'umidità del suolo influisce direttamente sui nutrienti, la temperatura e la dinamica di aerazione del terreno, fattori che possono a loro volta scatenare fenomeni come l'evaporazione e l'erosione del suolo.

I prodotti derivati da dati satellitari sono una risorsa preziosa per la stima dell'umidità del suolo. In questo contesto, si prediligono i sensori a microonde rispetto a quelli ottici perché, nonostante possano essere influenzati da fattori come la rugosità del terreno e la presenza di vegetazione, sono in grado di operare in qualsiasi condizione meteorologica. Risulta cruciale, ad esempio, la stima dell'umidità del suolo a larga scala attraverso dati telerilevati, specialmente quelli provenienti da sensori SAR (Synthetic Aperture Radar). Per la stima accurata del parametro sono stati applicati con successo svariati metodi, inclusi quelli basati su algoritmi di Intelligenza Artificiale e tecniche di fusione di dati derivati da differenti sensori o di dati acquisiti da remoto con dati *in situ* (Brocca et al., 2024; Chen et al., 2021).



Il monitoraggio della vulnerabilità climatica dei seminativi nell'area della Piana di Metaponto, Basilicata

La Piana di Metaponto è un distretto agricolo specializzato molto rinomato. L'area non è immune da fenomeni di degrado della qualità dei suoli, quali la salinizzazione, dovuti a un'impropria gestione delle acque di falda e arretramento della linea di costa. La Piana ricade nell'ecoregione dell'Italia mediterranea in cui i periodi più aridi sono contestuali con i periodi più caldi dell'anno.

Dati meteo-climatici e il Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), proxy dell'attività fotosintetica stimata da satellite, sono stati utilizzati per monitorare la vulnerabilità alla LD e al cambiamento climatico dell'area di studio. L'analisi riguarda l'anno fenologico 2019-2020 inquadrato nel più ampio contesto del ventennio 2000-2020 ed è stata focalizzata sulle aree a seminativo (individuate utilizzando il Copernicus Coastal Zones 2018). La scelta dei seminativi come *land cover* per questo studio è legata alla loro esposizione all'erosione dovuta al lungo periodo in cui i suoli rimangono nudi successivamente alla mietitura, nella stagione

più asciutta e calda. Le aree critiche identificate sono quelle che mostrano attività fotosintetica bassa in tutto il periodo vegetativo ovvero valori di NDVI bassi rispetto alla statistica dei seminativi nell'area. La classificazione delle aree critiche in base al grado di aridità del clima locale, ottenuto utilizzando i dati della locale rete agrometeorologica, aggiunge un'informazione fondamentale sulla capacità potenziale delle terre di affrontare il periodo più caldo e siccitoso dell'anno. La Figura 13.2c mostra che nella zona umida la percentuale di seminativi critici è minore del 2% e aumenta drasticamente quando si passa nei climi sub-umido, mediterraneo e semi arido suggerendo l'esistenza di un legame diretto tra criticità e scarsità di piogge.

L'uso di indicatori basati sull'andamento multitemporale dell'NDVI, come proxy dello stress idrico delle colture, consente di evidenziare le zone critiche in cui la produttività è bassa e rappresenta una procedura di monitoraggio che tiene conto contestualmente della siccità agronomica e del rischio LD.

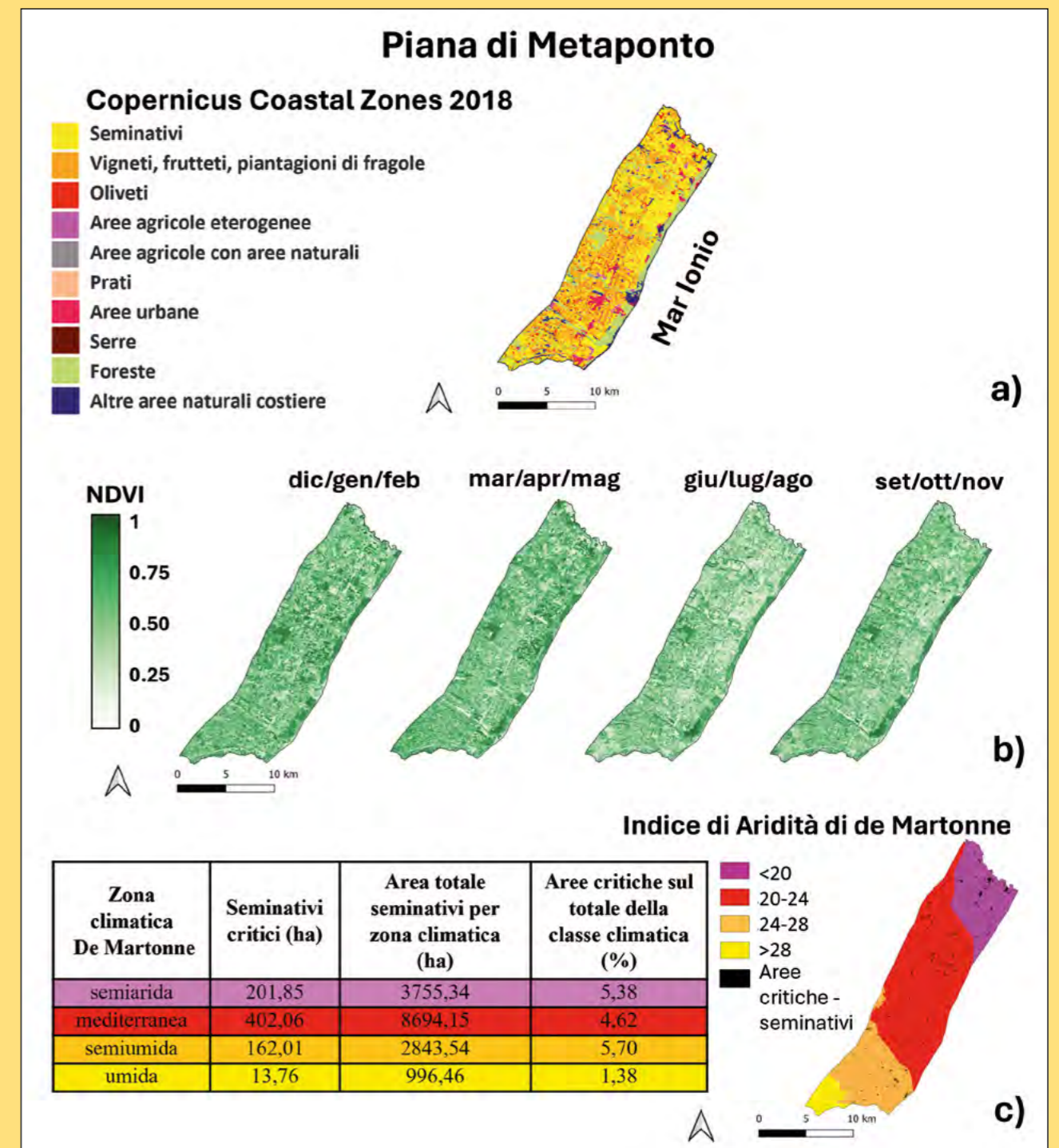
Figura 13.2

Piana di Metaponto.

(a) mappa della copertura vegetale secondo il prodotto Copernicus Coastal Zones 2018, aggregato in dieci macro-classi;

(b) Mappe dei valori medi stagionali di NDVI nel periodo dicembre 2019 – novembre 2020;

(c) Mappa dei valori stimati dell'Indice di Aridità di De Martonne e sovrapposti i pixel anomali (in nero) con la statistica delle aree critiche per zona climatica.



Calcolo dell'Indicatore SDG 15.3.1 "Proportion of land that is degraded over total land area" mediante integrazione di sotto-indicatori estratti da dati satellitari per la stima della LD

Nel contesto degli indicatori basati su tecniche di *remote sensing*, riveste un ruolo cruciale quello concepito nell'ambito dei Sustainable Development Goals per raggiungere l'obiettivo della Land Degradation Neutrality (LDN nel 2030). Infatti, nel 2015, i partecipanti all'UNCCD - United Nations Convention to Combat Desertification, sono stati invitati a formulare 19 obiettivi volontari per raggiungere questo ambizioso traguardo, in base alle specifiche condizioni nazionali e alle priorità di sviluppo (<https://www.unccd.int/land-and-life/land-degradation-neutrality/ldn-principles>). Tra questi 19 obiettivi figura il monitoraggio in quanto fornisce opportunità per lo sviluppo delle capacità (*capacity building*), il supporto su cui basare le decisioni, gli interventi attuati e il concetto di conseguimento della LDN, e le conoscenze per informare la gestione adattativa.

Secondo le linee guida della UNCCD (Sims et al., 2021), la stima quantitativa della LD si basa sull'indicatore dell'obiettivo di sviluppo sostenibile SDG 15.3.1 "Proportion of land that is degraded over total land area" (Agenda 2030 dell'ONU, <https://unric.org/it/agenda-2030/>).

L'indicatore binario SDG 15.3.1 fornisce informazioni sullo stato di degrado nella forma "degradato/non degradato" e integra tre sotto-indicatori: 1) Trend nella Land Cover (LC), 2) Trend nella Produttività Primaria (PP), 3) Trend nello Stock di Carbonio Organico del suolo (SOC), in un intervallo di tempo assegnato. Tali sotto-indicatori sono integrati secondo il principio "One out, All out" (10AO) proposto nelle linee guida della UNCCD in base al quale:

- finché uno dei sotto-indicatori ha un valore di "degrado", il risultato sarà *degrado*;
- nel caso in cui i sotto-indicatori abbiano solo valori di "miglioramento" o "stabilità", i risultati saranno di *miglioramento*, come riportato in Figura 13.3;
- per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1 in termini percentuali si stima la porzione totale di territorio degradato rispetto all'area totale, secondo la seguente formula (Sims et al., 2021):

$$P_n = \frac{A(\text{Degradata})_n}{A(\text{Totale})}$$

dove P_n è la porzione di territorio degradato al tempo t_n a partire dal tempo iniziale t_0 ;

$A(\text{Degradata})_n$ è l'area totale degradata al tempo t_n calcolata come:

$$A(\text{Degradata})_n = A(\text{Degrado recente})_n + A(\text{Degrado persistente})_n - A(\text{Miglioramento})_n$$

$A(\text{Totale})$ è l'area totale considerata.

In particolare, il termine $A(\text{Degrado persistente})_n$ implica l'analisi di un periodo precedente a quello considerato in cui era iniziato il processo di degrado protrattosi nel tempo senza peggioramenti ulteriori.

Ciascun sotto-indicatore è valutato separatamente dagli altri due: il miglioramento di uno dei tre non va a compensare le perdite degli altri. È sufficiente che uno solo dei tre sotto-indicatori mostri un cambiamento in negativo che la Land Degradation Neutrality non può dirsi conseguita anche se gli altri cambiamenti sono in positivo. La metodologia dettagliata è riportata in Figura 13.4.

Figura 13.3

Valori possibili dei 3 sotto-indicatori da aggregare per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1. (<https://docs.trends.earth/en/latest/for-users/features/landdegradation.html#combining-indicators>).

Land Productivity	Land Cover	SOC	SDG 15.3.1
Improving	Improving	Improving	Improving
Improving	Improving	Stable	Improving
Improving	Improving	Declining	Declining
Improving	Stable	Improving	Improving
Improving	Stable	Stable	Improving
Improving	Stable	Declining	Declining
Improving	Declining	Improving	Declining
Improving	Declining	Stable	Declining
Improving	Declining	Declining	Declining
Stable	Improving	Improving	Improving
Stable	Improving	Stable	Improving
Stable	Improving	Declining	Declining
Stable	Stable	Improving	Improving
Stable	Stable	Stable	Stable
Stable	Stable	Declining	Declining
Stable	Declining	Improving	Declining
Stable	Declining	Stable	Declining
Stable	Declining	Declining	Declining
Declining	Improving	Improving	Declining
Declining	Improving	Stable	Declining
Declining	Improving	Declining	Declining
Declining	Stable	Improving	Declining
Declining	Stable	Stable	Declining
Declining	Stable	Declining	Declining
Declining	Declining	Improving	Declining
Declining	Declining	Stable	Declining
Declining	Declining	Declining	Declining

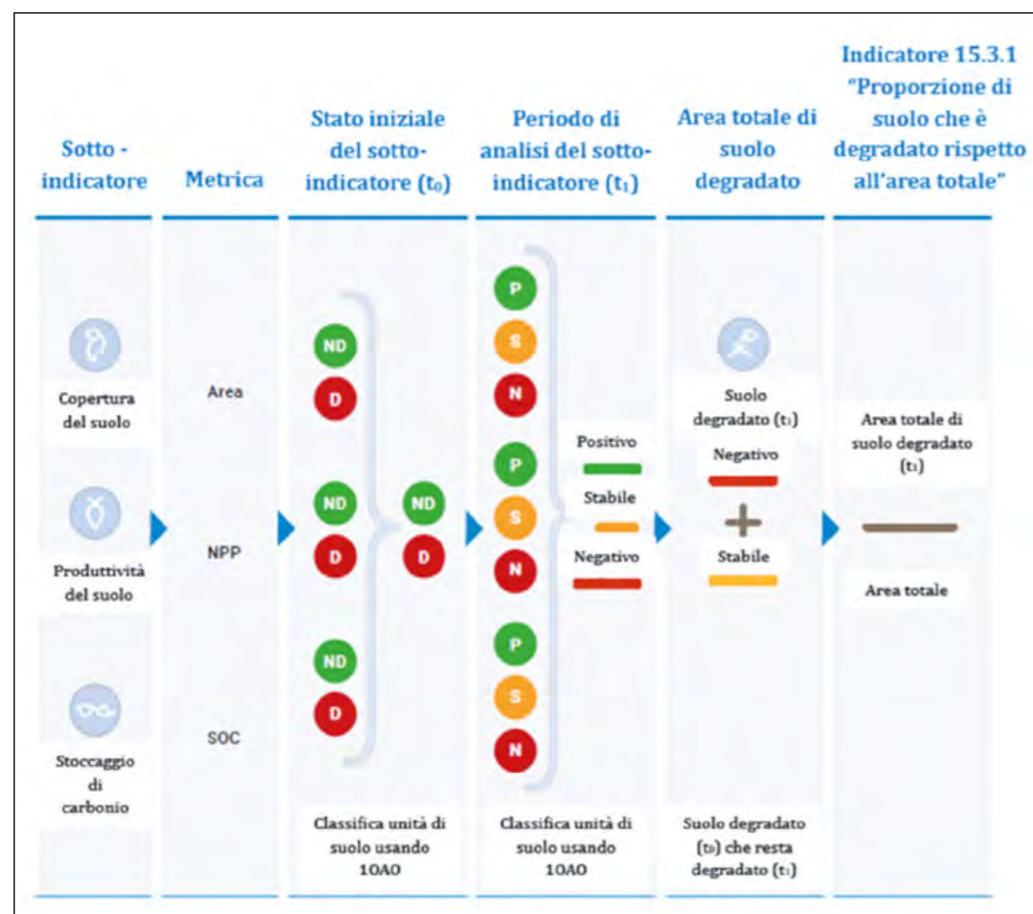


Figura 13.4

Metodologia per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1. (Estratto da Sims et al., 2021).

Al momento la versione 2.0 delle linee guida UNCCD, rilasciata ufficialmente a fine settembre 2021, rappresenta il documento più aggiornato per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1. Recentemente si sta facendo strada l'idea di integrare, soprattutto per fornire informazioni quanto più affidabili e utili ai decisori locali, ulteriori sotto-indicatori, prodotti a scala locale, che consentano di caratterizzare pressioni e minacce che sono causa di degrado in un determinato territorio (<https://www.newlife4drylands.eu/>).

Ad esempio, per territori affetti da fenomeni di siccità si potrebbero introdurre

sotto-indicatori relativi alla salinità dei suoli o al grado di severità degli incendi.

Le relative modalità di integrazione che possano prevedere l'attuale principio 10AO, l'introduzione di opportune soglie, la stima di "convergenza di evidenza" o l'applicazione di approcci *fuzzy* sono a tutt'oggi oggetto di studio.

Per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1 è disponibile il plug-in in ambiente open source QGIS "Trends.Earth" (<https://plugins.qgis.org/plugins/LDMP/>) che consente di accedere a database gratuiti disponibili a scala globale seguendo il principio 10AO.

Mappatura dei terreni agricoli abbandonati

Un metodo aggiuntivo per individuare i terreni degradati consiste nell'identificare le aree che in passato erano destinate alla coltivazione, ma che successivamente sono state abbandonate a causa della riduzione della produttività, per l'impatto dei cambiamenti climatici (persistenti siccità, ondate di calore) o per ragioni socio-economiche. La ricognizione di tali terreni offre il vantaggio di catturare un periodo temporale più ampio rispetto all'approccio basato sull'opinione degli esperti, consentendo al contempo di quantificare le condizioni attuali anziché stimare i potenziali rischi. Questo approccio si basa su un fondamento empirico, utilizzando i dettagli dei dati censuari agricoli in combinazione con la coerenza globale offerta dalla mappatura satellitare.

I progressi recenti nella tecnologia satellitare hanno consentito lo sviluppo di nuovi dataset su scala globale sulla copertura del suolo agricolo, ottenuti integrando mappe della copertura del suolo derivate da dati remoti con dati di censimento agricolo a livello del suolo (Cardille et al., 2002; Goldewijk, 2001; Ramankutty e Foley, 1999). Diversi studi privilegiano questo indirizzo, quali, ad esempio, i lavori di Ramankutty e Foley (1999) che hanno aperto la strada allo sviluppo di una tecnica statistica di *data fusion* per unire le statistiche agricole nazionali e subnazionali con le mappe di copertura del suolo al fine di creare mappe globali

dei terreni coltivati nei primi anni '90 e dei loro cambiamenti storici dal 1700. Un altro esempio di database prodotto utilizzando dati satellitari e censuari da annoverare è l'History Database of Global Environment 3.0 (HYDE) impiegato per valutare l'areale di terreni precedentemente coltivati ed attualmente in stato di abbandono (Goldewijk et al., 2007; Goldewijk, 2001).

L'analisi attraverso il satellite Landsat condotta dall'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'Alimentazione e l'Agricoltura (FAO) nella zona pan-tropicale può fornire ulteriori informazioni sull'abbandono agricolo nelle ultime decadi. La FAO ha utilizzato un sondaggio statistico utilizzando immagini ad alta risoluzione Landsat (30 m) in 117 posizioni campione in tutta l'area dei tropici.

I risultati di questi studi non sono direttamente confrontabili a causa delle differenze nei domini geografici, nei periodi temporali e nei tipi di terreni agricoli considerati. Tuttavia, è importante notare che l'entità dei cambiamenti riportati è relativamente simile, suggerendo un certo grado di conferma (Gibbs e Salmon, 2015). Un limite significativo di questo approccio è che esclude forme di degrado che non rientrino nella casistica dell'abbandono agricolo; pertanto, i relativi numeri prodotti dovrebbero essere considerati stime estremamente conservative della LD.

I modelli per la stima della vulnerabilità alla LD (intesa come predisposizione al degrado e non necessariamente come un processo conclamato) sono realizzati per valutare l'impatto che i vari processi di degrado antropogenici e/o naturali producono sulle aree di interesse. Ciò che principalmente è possibile ottenere da un modello di vulnerabilità alla LD è l'individuazione e l'estensione delle aree affette, provvedendo anche a discriminare il differente livello di vulnerabilità.

A livello europeo già dal 1989, la Comunità europea aveva avviato un ampio numero di progetti di ricerca internazionali nel campo della LD e della gestione delle risorse idriche nel Sud Europa. Nell'ambito di alcuni di questi progetti nazionali e internazionali sono stati elaborati diversi modelli per la stima della vulnerabilità alla LD nel bacino del Mediterraneo.

ma a livello mondiale è l'ESA (Environmentally Sensitive Areas) messa a punto nell'ambito del progetto MEDALUS (Mediterranean Desertification And Land Use - DGXII, Ambiente) (1991-1999). Tale metodologia (Kosmas et al., 1999) ha come fine l'identificazione di aree sensibili alla desertificazione da un punto di vista ambientale attraverso la combinazione di indici relativi a clima, suolo, vegetazione e *land management*, ciascuno dei quali composto da diversi indicatori che rappresentano specifici driver di degrado. La metodologia permette di ottenere un indice sintetico finale ESAI (Environmental Sensitive Areas Index) ai cui valori corrispondono diversi gradi di severità dei fenomeni di degrado.

Le quattro macro-variabili (clima, suolo, vegetazione e *land management*) servono per quantificare il grado di vulnerabilità (da 1, poco vulnerabile a 2, molto vulnerabile) attraverso l'indice (Salvati et al., 2016). Vengono identificate otto classi di vulnerabilità che possono essere opzio-

nalmente incluse in quattro macro-categorie: non affette (NA), potenzialmente affette (PA), fragili (F) e critiche (C) con un crescente gradiente di vulnerabilità (vedi Tabella 13.2).

La metodologia ESA può essere considerata un efficiente sistema di *early warning* per la LD poiché non è focalizzata esclusivamente su un singolo processo (erosione, compattazione, salinizzazione, etc.) ma tiene conto dell'impatto sinergico di diversi fattori che possono causare fenomeni di degrado (Salvati e Bajocco, 2011).

Nella struttura ESA sono presenti sia indicatori, la cui funzione si esplica nel sintetizzare e comunicare in maniera chiara e univoca le informazioni più importanti

per la stima di un processo/fenomeno, sia indici, ossia aggregazioni di indicatori usati per avere una sintesi ulteriore dell'informazione più facilmente e rapidamente interpretabile da parte dei decisori. Il principale problema degli indicatori è quello di coniugare un'adeguata rappresentatività del fenomeno da osservare con una relativa semplicità sia per quanto riguarda l'intelligibilità dell'indicatore che il modo di calcolarlo. Nell'ambito dell'elaborazione degli indicatori di LD spesso ci si imbatte nella difficoltà di reperire dati idonei o affidabili; pertanto, si può ricorrere ai cosiddetti *proxy data*, cioè dati che sono comunque relazionabili al fenomeno indagato con un accettabile livello di approssimazione ma che risultano più facili da ottenere.

Tabella 13.2

Caratterizzazione delle otto classi in cui è possibile segmentare l'ESAI.

Tra le varie metodologie, quella che è diventata uno standard di riferimento non soltanto per il bacino del Mediterraneo

Classe ESAI	Punteggio ESAI	Classe di Vulnerabilità	Descrizione
NA	<1.17	Non Affette	Aree non minacciate.
PA	1.17-1.22	Potenzialmente Affette	Aree a bassa vulnerabilità vengono considerate a rischio solo nel caso di un grave peggioramento delle condizioni climatiche e di gestione del territorio.
F1 F2 F3	1.23-1.26 1.27-1.32 1.33-1.37	Fragili	Aree di media vulnerabilità in cui qualsiasi cambiamento che modifica l'equilibrio tra attività naturali e antropiche (ad esempio, cambiamenti climatici, occorrenza di disastri naturali, cambiamenti nell'uso/copertura del suolo) può innescare fenomeni di degrado del suolo.
C1 C2 C3	1.38-1.41 1.42-1.53 >1.53	Critiche	Aree degradate (ad esempio, zone scarsamente vegetate caratterizzate da processi erosivi) che minacciano anche le terre circostanti.



Regime pregresso e stato attuale

La determinazione dell'estensione e della gravità dei processi di LD a livello mondiale, come già accennato, costituisce una questione ancora avvolta nell'incertezza (*Millennium Ecosystem Assessment* - MEA, 2005) con significative differenze fra le diverse stime realizzate. Ciò deriva in larga parte dalle ambiguità semantiche della locuzione LD e quindi dai risultati talvolta controversi forniti dagli indicatori selezionati per mapparne l'estensione e discriminare il grado di severità. A questo si aggiunge la pleora di metodologie utilizzate e la mancanza di dati per talune aree (Yang e Conacher, 2009) e, non ultimo, la diversa consistenza e affidabilità dei dati utilizzati. In particolare, questa diversità metodologica ha anche contribuito ad alimentare un dibattito scientifico polarizzato, in cui gli scienziati sociali (economisti, sociologi, antropologi) hanno stigmatizzato una certa enfasi da parte degli scienziati delle cosiddette *hard sciences* (fisici, ingegneri, etc.) nel ritenere quella della LD una tematica di respiro globale (Lukas, 2014). Dunque, l'elusività del concetto, in combinazione con le difficoltà di misurare e monitorare la LD a scala globale/regionale mediante estrapolazione e aggregazione di studi empirici a scala locale, ha contribuito a creare opinioni contrastanti. Più recentemente, i punti di vista polarizzati si sono riconciliati sotto l'ombrello della cosiddetta *Land Change Science*, che è emersa come un campo interdisciplinare volto a esaminare le dinamiche della copertura/uso del suolo come sistema accoppiato uomo-ambiente (Turner et al., 2007).

In ogni caso, ciò che appare immediatamente evidente visionando le mappe globali dell'estensione delle aree potenzialmente degradate (vedi per completezza Gibbs e Salmon, 2015) è la trasversalità geografica (tutti i continenti sono coinvolti) e socio-economica del fenomeno (accanto a Paesi in via di sviluppo appartenenti al continente africano, asiatico e all'America Latina, troviamo anche gli USA, l'Europa centro-mediterranea e l'Australia che appartengono alle società economicamente avanzate, vedi Figura 13.4) e l'estrema mutevolezza con cui si presentano i processi di LD. Questi si possono presentare attraverso un'articolata tavolozza fenomenologica che può essere grossolanamente compendiate in tre macro-classi: fenomeni di degradazione fisica (erosione, compattazione, sigillamento dei suoli, etc.), chimica (salinizzazione, contaminazione, eutrofizzazione, etc.) e biologica (perdita di biodiversità; perdita di carbonio organico) o una combinazione di queste tipologie (de Jong e Epema, 2003).

In sintesi, non esistono mappe universalmente accettate della localizzazione, dell'estensione e della gravità del degrado a livello globale. Le stime *proxy* (basate sul telerilevamento) della dinamica della vegetazione forniscono un'importante fonte di informazioni, ma l'attribuzione dei cambiamenti osservati nella produttività della vegetazione ha diverse possibili cause (cambiamenti climatici, attività antropiche, etc.) resta problematica (Bai et al., 2015). Tuttavia, i diversi tentativi di mappare l'entità del degrado globale del territorio utilizzando *proxy* ricavati da dati remoti



mostrano una certa convergenza e suggeriscono che circa un quarto della superficie terrestre non coperta dai ghiacci è soggetta a una qualche forma di LD che colpisce una popolazione compresa tra 1.33 e 3.2 miliardi di persone (Barbier e Hochard, 2018; Le et al., 2016). L'analisi del database HYDE (cfr. paragrafo 13.2.4) condotta da (Campbell et al., 2008) ha rilevato che, negli ultimi tre secoli, sono stati abbandonati 269 milioni di ettari di terreno coltivato e 479 milioni di ettari di pascoli. Tuttavia, dopo aver considerato la riforestazione e l'urbanizzazione, l'area totale di terreno agricolo abbandonato variava da 385 a 472 milioni di ettari. Analogamente, l'analisi già citata Landsat pan-tropicale della FAO ha indicato che, in tutto il tropico, 77 milioni di ettari di terreni coltivati e pascoli sono stati abbandonati temporaneamente o permanentemente durante gli anni '90 del secolo scorso (FAO, 2001; Gibbs et al., 2010).

Per quanto riguarda l'Italia, la sua dimensione "anfibia" di stato economicamente avanzato, caratterizzato da importanti processi di urbanizzazione ma altresì attraversato da endemiche fragilità legate alla presenza di suoli sottili, di forti oscillazioni plano-altimetriche e di zone con clima semi-arido, ne fanno un perfetto caso pilota per testare procedure volte a quantificare le aree esposte al rischio LD. I

trend disponibili sono pochi e validi ovviamente solo per i periodi più recenti, contestualmente alla diffusione e al sempre maggior utilizzo di dati remoti e di mappature in generale.

Tra le metodologie che consentono, a differenza di quanto rilevato a livello mondiale, una profondità diacronica di analisi (1960-2010) e una comparabilità in termini di indicatori usati, vi è certamente il già citato modello ESA (Environmentally Sensitive Areas, Imbrenda et al., 2022; Kosmas et al., 1999; Salvati e Bajocco, 2011) mirato a stimare il livello complessivo di vulnerabilità alla LD.

Se si guarda all'andamento di questo indice nel tempo (i dati vanno dal 1960 al 2010), si può notare come si consolidino alcuni *hot-spot* di degrado che interessano soprattutto la Pianura Padana, vaste zone insulari, la costa adriatica e una fascia piano-collinare a cavaliere tra Puglia e Basilicata caratterizzata da una forte propensione alla monocoltura (Fig. 13.6). Benché per lo più rientranti nelle classi di vulnerabilità meno elevate, anche le zone montane (alpine e appenniniche) cominciano parzialmente a mostrare nel corso del tempo aree isolate caratterizzate da alta vulnerabilità, anche in forza dei cambiamenti nei regimi di pioggia e temperatura (Lanfredi et al., 2020).

Figura 13.5
Mappatura globale delle aree affette da differenti processi di LD e relativo gradiente di severità riferita al periodo 1988-1991 (progetto GLASOD vedi Oldeman et al., 1991).

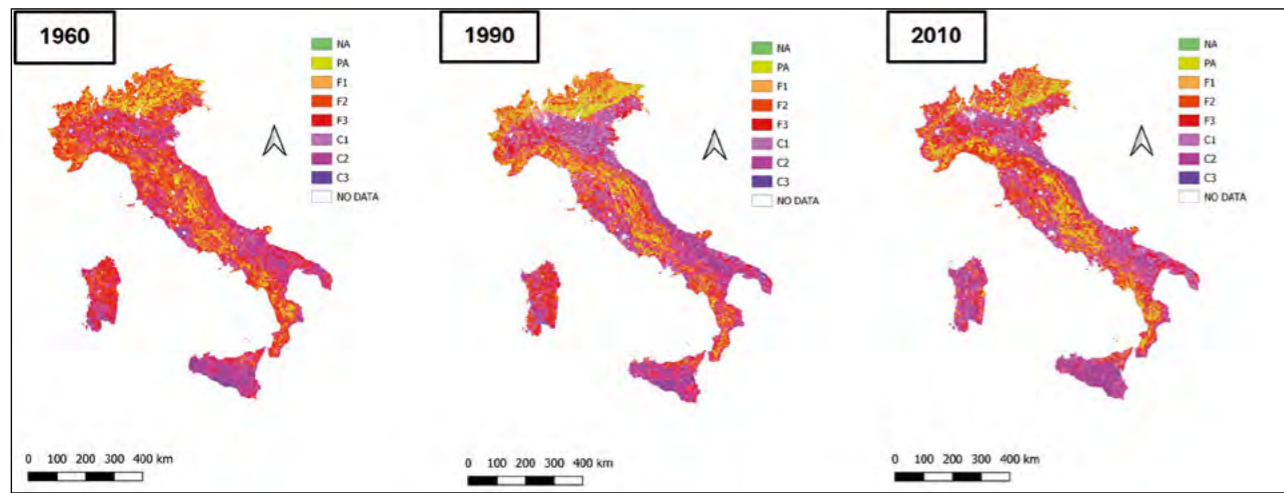


Figura 13.6
Mappatura delle aree vulnerabili alla LD tramite ESAI per la finestra temporale 1960-2010.

Guardando alle transizioni, la Tabella 13.3 riporta una dettagliata contabilità della vulnerabilità dopo la classificazione dell'Italia in otto categorie di vulnerabilità con successivi accorpamenti per semplificare la lettura (Pace et al., 2023). Le aree non vulnerabili (Non Affette e Parzialmente Affette, NA+PA) si espandono nel tempo (dal 5% a circa il 9.5% del paesaggio totale); le trasformazioni principali, tuttavia, riguardano la diminuzione delle aree fragili, che occupavano quasi i due terzi dell'intero territorio italiano nel 1960 e si sono ridotte a meno della metà della superficie nazionale nei periodi successivi (1990 e 2010). Per converso, sono le aree critiche, cioè quelle potenzialmente più esposte ai processi di degrado, a delineare una crescita preoccupante (dal 30% circa del 1960 a oltre il 43% nel 2010).

Esistono anche stime più recenti legate alla partecipazione dell'Italia (unico Paese economicamente avanzato) al programma pilota di valutazione lanciato dall'UNCCD

che consta nell'impegno di 120 Paesi a perseguire gli obiettivi della LD Neutrality stabiliti dall'UNCCD (LDN, Cowie et al., 2018).

In particolare, le linee guida delle Nazioni Unite per l'indicatore SDG 15.3.1 (vedi paragrafo precedente illustrante la metodologia) raccomandano l'utilizzo di fonti di dati ufficiali nazionali comparabili e standardizzate. L'UNCCD suggerisce l'integrazione dei tre indicatori base (Trend nella Land Cover, Trend nella Produttività Primaria e Trend nello Stock di Carbonio Organico del suolo) con altri indicatori nazionali (o subnazionali) pertinenti, anche se questa integrazione non è obbligatoria. Ciò potrebbe contribuire a ottenere una visione più accurata dello stato attuale e dei progressi compiuti verso la LD Neutrality.

Con riferimento all'Italia, il rapporto periodico sull'attuazione della UNCCD (PRAIS4) fornisce importanti dati sullo stato del suolo. Proprio attraverso l'indicatore SDG 15.3.1 (vedi Figura 13.7), uti-

Classi di Vulnerabilità (%)	2010	1990	1960
NA+PA	9.5	9.0	5.0
Fragili	47.4	48.3	64.4
Critiche	43.1	42.7	30.6

Tabella 13.3
Suddivisione delle classi di vulnerabilità alla LD in Italia per il 1960, 1990 e il 2010.

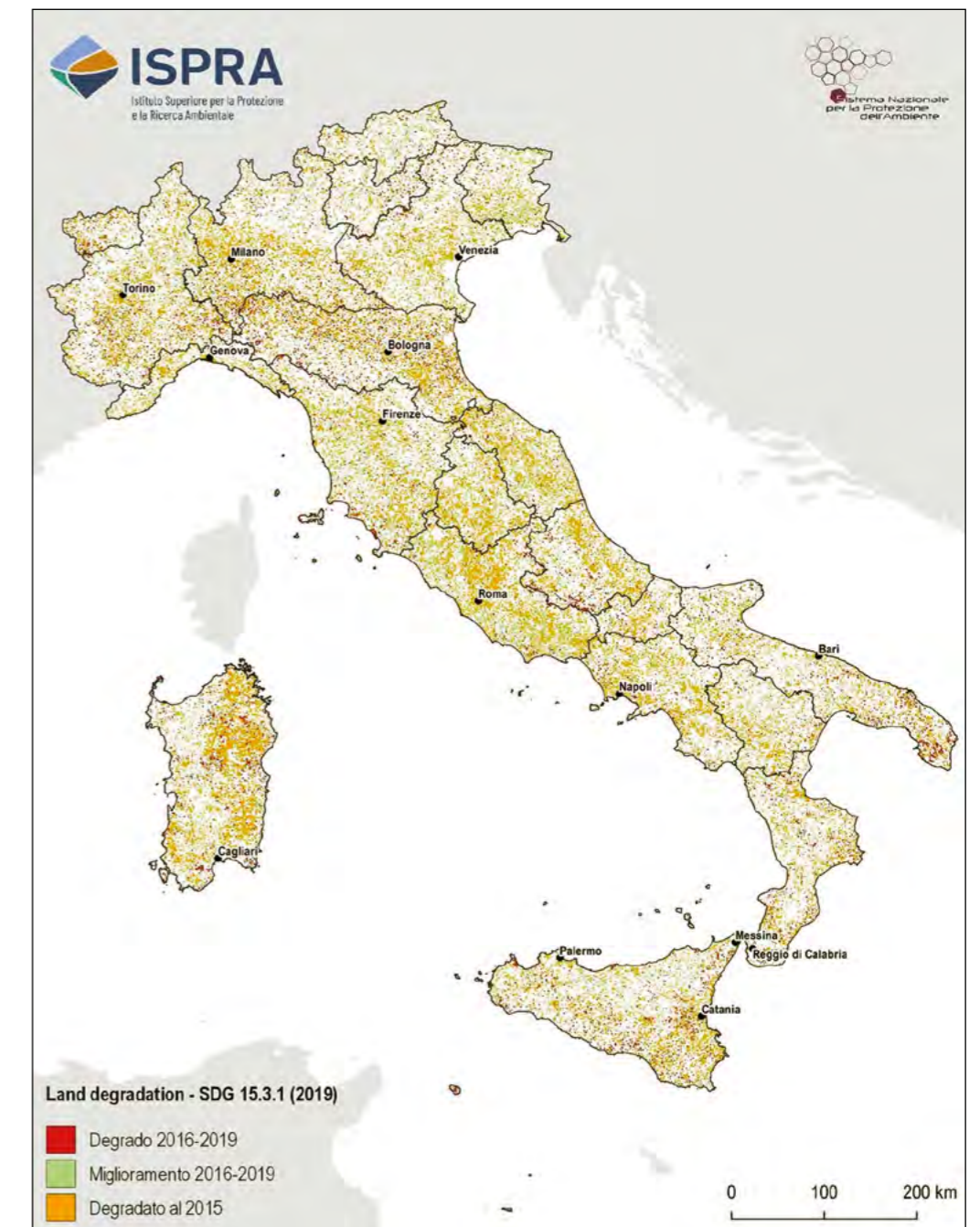
13.3

lizzato per valutare i trend nei processi di LD, risulta che oltre il 17% del territorio italiano è soggetto a processi di degrado nel periodo 2000-2019, adottando come periodo di *baseline* la finestra temporale 2000-2015 e come periodo di *reporting* il triennio successivo (2016-2019). Inoltre, il 20% del territorio nazionale è colpito dalla siccità, con circa il 15% della popolazione italiana esposta ai suoi effetti negativi. Il rapporto annuale del Sistema nazionale di protezione ambientale (Munafò et al.,

2023) fornisce ulteriori dettagli, consentendo un'analisi a livello regionale.

Inaspettatamente, le regioni con le percentuali più elevate di territorio degradato nel 2019 sono il Lazio (oltre il 35%) e l'Umbria (quasi 34%), che non rientrano tipicamente in quelle localizzate nell'Italia Meridionale e insulare che sono ritenute a maggior rischio di degrado. Ovviamente, questa statistica rappresenta efficacemente le zone che mostrano i trend peg-

Figura 13.7
Indicatore 15.3.1 computato adottando come periodo di *baseline* la finestra temporale 2000-2015 e come periodo di *reporting* il triennio successivo (2016-2019) (da Munafò et al., 2023).



Regione	Stabile (ha)	Degradato (ha)	Migliorato (ha)	Stabile (%)	Degradato (%)	Migliorato (%)	SDG 15.3.1 (%)
Piemonte	1 793 724	517 688	117 999	7.3	20.6	4.7	15.9
Valle d'Aosta	266 866	24 260	11 160	82.6	7.5	3.5	4.1
Lombardia	1 552 157	469 207	133 302	65.7	19.8	5.6	14.2
Liguria	388 000	115 993	12 984	72.3	21.6	2.4	19.2
Friuli Venezia Giulia	585 588	100 081	45 893	74.7	12.8	5.9	6.9
Trentino-Alto Adige	1 152.037	87 021	67 125	85.5	6.5	5.0	1.5
Emilia- Romagna	1 448 202	581 009	126 495	65.0	26.1	5.7	20.4
Veneto	1 167 662	284 291	186 412	64.3	15.7	10.3	5.4
Umbria	525 237	283 050	8 965	62.8	33.8	1.1	32.7
Marche	620 280	276 090	14 659	67.2	29.9	1.6	28.3
Toscana	1 614 514	537 991	76 094	70.9	23.6	3.3	20.3
Lazio	1 019 360	602 448	25 904	59.9	35.4	1.5	33.9
Basilicata	785 962	175 133	20 424	79.5	17.7	2.1	15.6
Molise	315 913	114 258	8 619	71.9	26.0	2.0	24.0
Abruzzo	753 436	293 920	14 998	70.5	27.5	1.4	26.1
Calabria	1 174 528	198 277	94 191	78.7	13.3	6.3	7.0
Puglia	1 516 125	255 637	55 582	79.1	13.3	2.9	10.4
Campania	909 751	334 769	32 831	67.6	24.9	2.4	22.4
Sardegna	1 675 921	641 606	20 085	70.2	26.9	0.8	26.0
Sicilia	1 970 169	426 856	65 542	77.4	16.8	2.6	14.2
ITALIA	21 278 374	6 319 586	1 139 264	71.3	21.2	3.8	17.4

Tabella 13.4
Statistiche dell'indicatore SDG 15.3.1 computato a livello regionale: aree stabili, degradate e migliorate.

giori nel triennio 2016-2019 rispetto ai 15 anni precedenti, mentre le aree maggiormente vulnerabili situate nelle isole, nel sud Italia e nelle Pianura Padana non mostrano segnali eclatanti di peggioramento ma restano comunque aree prioritarie per via dei molti fattori di disturbo antropico e per le caratteristiche intrinseche delle biogeografie locali. Per quanto riguarda l'estensione di superficie degradata, la Sardegna presenta la maggiore area de-

gradata in termini assoluti con circa 640 mila ettari, seguita dal Lazio con circa 600 mila ettari e dall'Emilia-Romagna con 580 mila ettari. Infine, considerando il bilancio complessivo tra aree degradate e aree migliorate, il valore dell'indicatore SDG 15.3.1 può essere aggiornato al 17.4% a livello nazionale, con un range che a livello regionale oscilla dall'1.5% del Trentino-Alto Adige al 33.9% del Lazio (vedi Tabella 13.4).

Impatti del cambiamento climatico

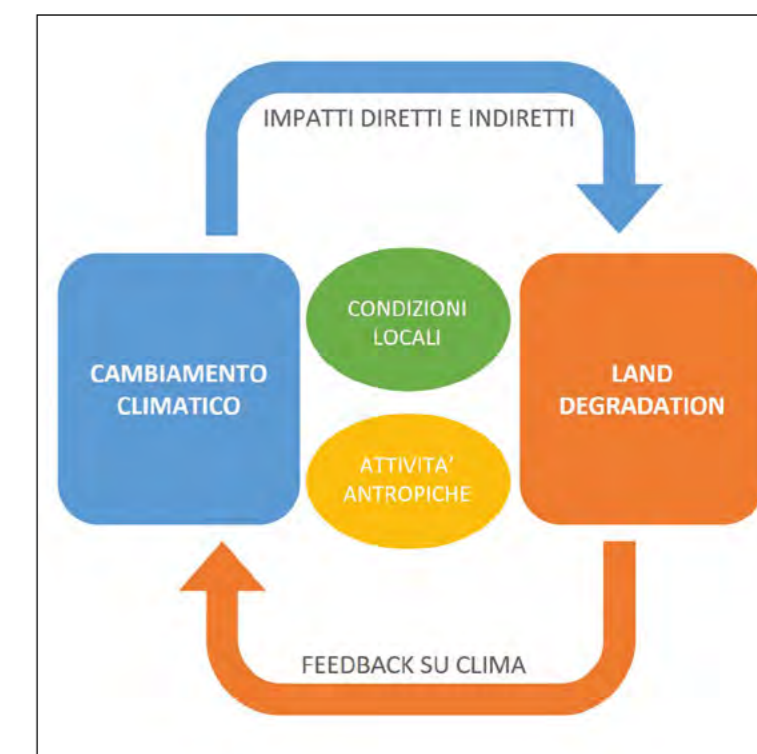
sull'estensione e severità del fenomeno della *Land Degradation*

Il cambiamento climatico e la LD contribuiscono ciascuno all'accelerazione dell'altro. Poiché i cambiamenti climatici intensificano il degrado naturale e antropico del territorio, il carbonio rilasciato dal suolo nell'atmosfera e la riduzione del sequestro del carbonio contribuiscono ad accelerare il cambiamento climatico (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023; Scholes et al., 2018; Shukla et al., 2019). Un clima stabile consente la formazione di profili maturi di suolo supportando gli ecosistemi e la sicurezza alimentare. Il clima instabile e mutevole sta influenzando il suolo modificandone la struttura e la consistenza e distruggendo i servizi ecosistemici ad esso connessi (Roy et al., 2023).

Come visto nei capitoli precedenti, sono diversi i processi, spesso interconnessi tra loro, che caratterizzano/contribuiscono alla LD e che sono fortemente influenzati dalle condizioni climatiche. Pertanto, cambiamenti nel clima implicano un'alterazione dei processi coinvolti con impatti diretti e indiretti a differenti scale spaziali e temporali (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023). Ad esempio, un incremento dell'intensità delle piogge induce un incremento dell'erosione dei suoli. Viceversa, anche prolungati periodi di siccità inducono un incremento dell'erosione dei suoli, poiché una ridotta disponibilità idrica comporta una riduzione della copertura vegetale che funge da protezione per i suoli aumentando, quindi, i tassi di erosione e la perdita di nutrienti e sostanza organica

(Foster, 2001; Nearing et al., 2005; Roy et al., 2023, 2022). Allo stesso modo, le variazioni indotte dal clima sui diversi processi di LD possono a loro volta condizionare l'evoluzione delle condizioni climatiche (feedback). In relazione al citato processo di erosione, un suo incremento può esso stesso alterare parametri ambientali che interagiscono con i cambiamenti climatici, come ad esempio ridurre la radiazione incidente e aumentare nuclei di condensazione per l'aumentata presenza di polveri in circolazione (Davin e Noblet-Ducoudré, 2010; Pinty et al., 2011). Il tipo e l'entità degli impatti e dei feedback tra clima e LD sono fortemente influenzati non solo dalle condizioni locali, ma principalmente dalla gestione del territorio e dalle attività agroforestali (Fig. 13.8).

Figura 13.8
Schema dei legami tra il cambiamento climatico e i fenomeni di LD.



Impatti del cambiamento climatico sul fenomeno della *Land Degradation*

In generale, si parla di impatti diretti o indiretti del cambiamento climatico sulla LD in funzione delle scale spaziali e temporali su cui i processi avvengono. Gli impatti diretti sono quelli in cui l'interazione avviene nella stessa dimensione temporale e spaziale; mentre quelli indiretti sono gli impatti in cui i cambiamenti climatici influiscono sul degrado in maniera separata nel tempo e/o nello spazio (Hermans e McLeman, 2021; Talukder et al., 2021).

In Figura 13.9 sono sinteticamente raffigurati gli effetti diretti e indiretti dell'impatto della variazione del regime di pioggia sul processo di erosione dei suoli. In generale, i principali elementi di pressione climatica sui processi di degrado del territorio sono legati ai cambiamenti di temperatura, precipitazioni e vento, nonché ai cambiamenti della distribuzione e dell'intensità degli eventi estremi.



Figura 13.9

Esempio di impatti diretti e indiretti del Cambiamento Climatico (CC) sui processi di LD (variazione del regime pluviometrico vs processo di erosione dei suoli).

Impatto delle variazioni del regime di precipitazione

L'intensificazione del ciclo idrologico (aumento del numero di eventi piovosi e riduzione del numero totale di eventi piovosi e disponibilità idrica) rappresenta uno degli elementi di pressione climatica con maggiori impatti sia diretti che indiretti sui processi di LD (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023). L'aumento di eventi di pioggia intensa, oltre al già citato incremento dell'erosione dei suoli, comporta un'amplificazione dei fenomeni franosi e allagamenti con degrado degli ecosistemi interessati che è dipendente dal tipo di management ed è particolarmente evidente nelle aree più aride (Talukder et al., 2021; Ziadat e Taimah, 2013). Al contrario, la mancanza prolungata di pioggia (siccità) induce un maggior utilizzo dell'acqua

di falda e uno spostamento della distribuzione delle aree agricole per sopperire alla scarsità idrica. L'aumento del pompaggio di acqua dolce può incrementare, soprattutto lungo costa, l'intrusione di acqua salmastra che, a sua volta, aumenta la concentrazione di sali nei suoli intensificando il processo di salinizzazione (Jobbágy et al., 2017). Nelle aree umide, l'incremento dell'estensione e durata di eventi siccitosi modifica i pattern di vegetazione igrofila e, in casi gravi, può portare a un degrado dell'habitat attraverso la dominanza di piante galleggianti invasive, fioriture di cianobatteri sempre più frequenti o estinzione di specie chiave (Green et al., 2017). Tali alterazioni impattano a loro volta sul clima influenzando il rilascio di carbonio, metano e N₂O in

atmosfera e aumentando l'albedo (Johnson et al., 2015; Neubauer e Megonigal, 2021). L'alterazione del regime di pioggia, anche in associazione con l'incremento di CO₂, favorisce i processi di *woody encroachment*, ossia l'invasione di specie legnose nelle aree occupate da praterie (Aweto, 2024; Buitenwerf et al., 2018; Kulmatiski e Beard, 2013; O'Connor et al., 2014). Questo sembra essere principalmente causato dalla capacità delle piante legnose di aumentare la profondità delle radici e di sopprimere in modo competitivo le erbacee (Kulmatiski e Beard, 2013). Inoltre, le specie legnose sono prevalentemente piante C3, che sono in grado di sfruttare l'aumento dei livelli di anidride carbonica atmosferica per la loro crescita contrariamente alle piante C4, che

invece rappresentano molte delle specie erbacee (Archer et al., 2017). Se da un lato tali processi favoriscono il sequestro del carbonio, dall'altro causano perdita di biodiversità, incluso il degrado di habitat di specie minacciate (Cuéllar-Soto et al., 2020; Pinheiro et al., 2022; Soto-Shoender et al., 2018), e di servizi ecosistemici come la disponibilità di aree per il pascolamento e la disponibilità idrica (Acharya et al., 2018, 2017; Van Auken, 2009). In Italia, i processi *woody encroachment* interessano molte aree dell'Appennino e delle pre-Alpi, dove prati e pascoli abbandonati al confine con le aree boscate sono velocemente rimpiazzati da specie arbustive e arborate (Piccinelli et al., 2020; Quaranta et al., 2020; Simoniello et al., 2015).

Impatto dell'innalzamento della temperatura

L'incremento di temperatura, insieme a prolungati periodi di siccità, altera il vigore delle coperture vegetate e la loro distribuzione con una riduzione del contenuto di sostanza organica (Bond-Lamberty et al., 2018; van Gestel et al., 2018) e della resistenza dei suoli rispetto al processo di erosione (Zelaya Wziątek et al., 2019). Il degrado della sostanza organica nei suoli rappresenta il processo più diffuso a livello globale, in quanto l'innalzamento della temperatura accelera il tasso di respirazione dei suoli sia nelle aree naturali che in quelle coltivate (Bond-Lamberty et al., 2018; Chen et al., 2020; Crowther et al., 2016). In queste ultime, il processo è ancora più evidente per le continue lavorazioni del terreno che aumentano anch'esse la respirazione e limitano l'input di biomassa nel terreno. La sostanza organica nei suoli può essere considerata il fulcro dei processi di degrado e ha un legame critico con il sistema climatico in quanto il suo declino

riduce lo stock di carbonio rilasciandolo in atmosfera (Chen et al., 2020; Minasny et al., 2017).

Il riscaldamento globale ha, inoltre, un forte impatto sull'incremento degli incendi che rappresentano uno dei maggiori fattori di degrado nelle aree naturali (ad esempio, perdita di biodiversità e produttività, alterazione dei nutrienti e carbonio nei suoli, incremento dell'erosione) con effetti di feedback sul clima principalmente legati al rilascio del carbonio immagazzinato negli alberi bruciati e dei componenti della combustione (CO, CH₄, N₂O) (Köster et al., 2024; Page et al., 2002; Pellegrini et al., 2018; Xu et al., 2022) ed all'alterazione della radiazione incidente attraverso l'aumento dell'albedo e il rilascio di polveri (López-Saldaña et al., 2015; Quintano et al., 2019; Zhu et al., 2024). L'innalzamento del livello dei mari, a seguito della fusione dei ghiacciai, induce un incremento dell'erosione costiera e della presenza di

sali nei suoli lungo le coste (Alongi, 2015; Benini et al., 2016; Johnson et al., 2015), che a loro volta incidono sulle condizioni climatiche con variazioni dell'albedo superficiale (Hüve et al., 2011; Planque et al., 2017). L'intrusione del cuneo salino è particolarmente sentita lungo le coste basse e sabbiose, come quelle adriatiche e ioniche (per esempio, Benini et al., 2016; Imbrenda et al., 2018). L'esempio in Figura 13.10 mostra come l'intrusione di acqua salmastra abbia limitato la crescita di una pineta lungo la costa ionica della

Basilicata (Area della Riserva Naturale di Metaponto) e reso l'area altamente vulnerabile da un punto di vista ecologico (ampia estensione delle aree in magenta, Fig. 13.10c). Nelle aree con permafrost, il riscaldamento induce variazioni nella stagionalità e ne accelera lo scioglimento con ricadute sui processi di degrado del suolo (contenuto sostanza organica ed erosione) (Batir et al., 2017; Liljedahl et al., 2016) e sul clima stesso con elevato rilascio di metano in atmosfera (Abbott et al., 2016; Schuur et al., 2015).

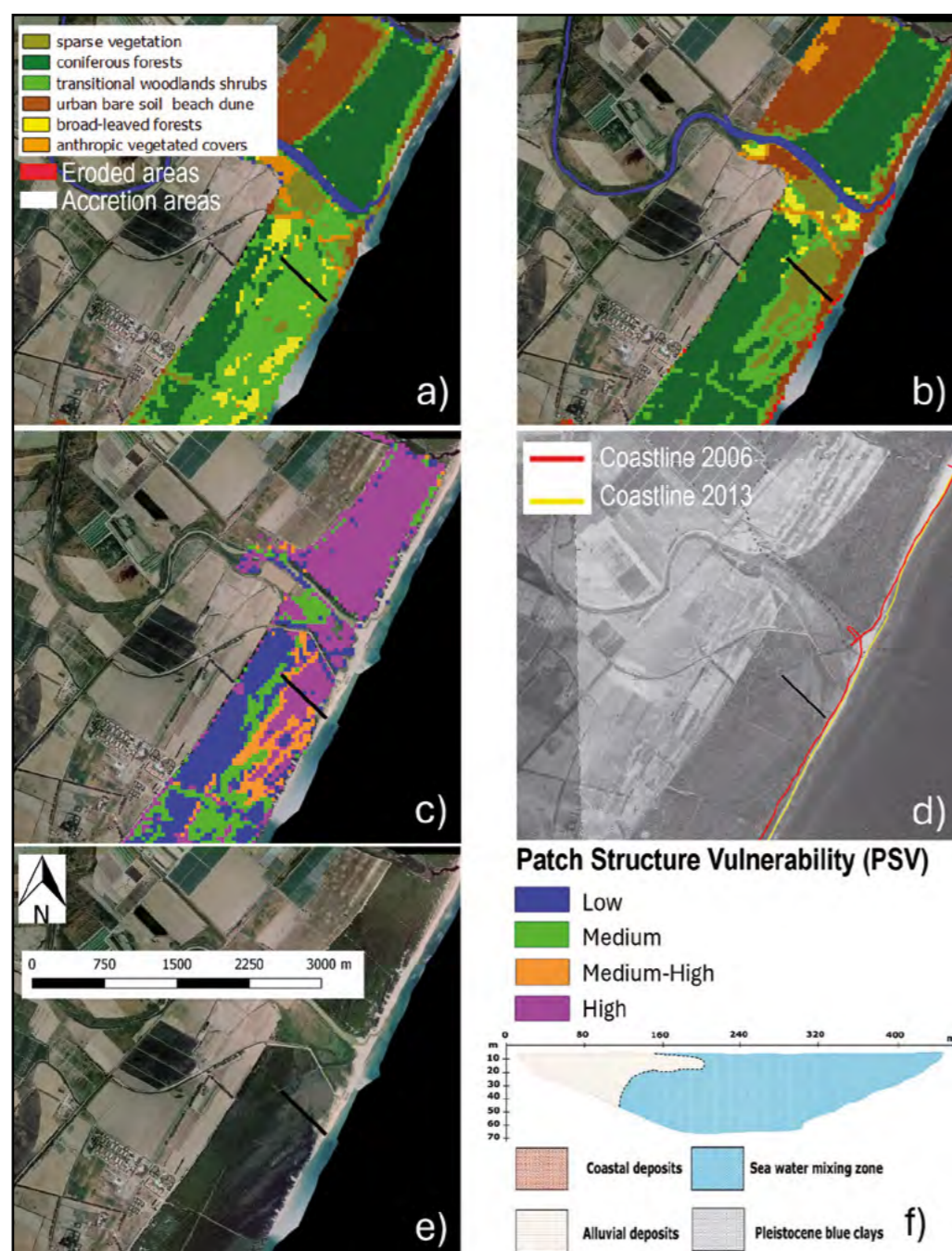


Figura 13.10
Esempio di impatto dell'erosione costiera sull'intrusione salina e conseguentemente sulla vegetazione presente. Area della Riserva Naturale di Metaponto (Basilicata): mappa della copertura del suolo 1985 (a) e 2013 (b); mappa della vulnerabilità ecologica dei tasselli di vegetazione naturale (c); ortofoto del 1988 con evoluzione della linea di costa (d); ortofoto 2013 (e); sezione della zona di mescolamento dell'acqua di mare ottenuta da tomografia (f) (modificato da Imbrenda et al., 2018).

Impatto dei regimi di vento

Variazioni di intensità e distribuzione dei venti, così come per le piogge, incrementano i processi di erosione dei suoli, con le conseguenti e già evidenziate problematiche di variazione dell'albedo e contenuto di polveri in atmosfera. L'erosione eolica è un problema che interessa principalmente le aree agricole nelle regioni aride e semi-aride (Africa, Asia, Australia, Nord America e Sud America), caratterizzate da scarse precipitazioni e alti tassi di evaporazione, ma non solo (Li et al., 2023; Wagner, 2013). Alcuni studi sul vento e l'erosione eolica suggeriscono che il cambiamento climatico ha alterato, anche se non in maniera uniforme, i modelli dei venti al di fuori delle zone aride in modo da incidere significativamente sul rischio di erosione (Kulkarni et al., 2014; Pierre et al., 2023; Pryor e Barthelmie, 2010). A livello globale, i venti medi sono aumentati

in intensità con il cambiamento climatico e, inoltre, si è prolungato il periodo di occorrenza (Mo et al., 2023). Questa variazione dei regimi di vento ha un particolare impatto lungo le regioni costiere poiché ne favorisce l'erosione e la successiva intrusione salina che, a sua volta, aumenta la concentrazione di sali nei suoli (*wind drift*) intensificando il processo di salinizzazione (Bakun et al., 2015; Bartkowski et al., 2023; Sydeman et al., 2014). I venti non solo hanno un impatto diretto sui processi di erosione, ma possono avere anche un impatto indiretto incrementando la vulnerabilità e il degrado degli ecosistemi (Costa et al., 2023; Song et al., 2023; Zhao et al., 2021), come ad esempio l'impatto della recente tempesta Vaia e degli altri eventi estremi sull'arco alpino e sulle foreste europee (Costa et al., 2023; Giupponi et al., 2023; Romagnoli et al., 2023).



La *Land Degradation* è un fenomeno estremamente complesso generato da differenti processi naturali e antropici che interagiscono su diverse scale spazio-temporali, eventualmente interconnessi da meccanismi di feedback. Larga parte della ricerca attualmente mira all'individuazione delle aree interessate dal problema, spesso sulla base di valutazioni qualitative (ad esempio il modello ESA), ma la comprensione delle dinamiche che portano alla LD è ancora un problema assolutamente aperto. I ricercatori concordano sulla necessità di un approccio sistemico allo studio della perdita persistente della capacità produttiva delle terre che includa anche fattori sociali ed economici. Chiarire il ruolo di fattori specifici, quali la siccità, all'interno di un sistema socio-ambientale complesso che connette la scala locale a quella globale, è tra le sfide principali della ricerca futura in questo settore.

In tale ambito, un problema molto interessante riguarda l'interazione tra siccità e clima locale nell'innescare o favorire fenomeni di LD. Gli ecosistemi nelle regioni semi-aride e aride sono sottoposti a stress idrico e possono essere particolarmente vulnerabili anche a leggere variazioni nella frequenza e durata della siccità con conseguente innesco di fenomeni di desertificazione. L'aridità comporta non solo un deficit permanente di piogge, collegato anche ad altri fenomeni climatici come l'intensa insolazione, le alte temperature e l'evapotraspirazione elevata, ma determina anche scarsità e discontinuità della co-

pertura vegetale nonché impoverimento generale dei suoli. L'aridità è spesso associata a un'elevata variabilità e imprevedibilità delle precipitazioni a cui gli ecosistemi rispondono con impulsi di attività innescati da eventi di pioggia, come la crescita delle piante. La situazione più critica in Italia si riscontra nelle regioni meridionali e insulari dove le condizioni ambientali sono più sfavorevoli e dove l'agricoltura, la pastorizia e le altre attività dell'uomo incidono pesantemente sulle condizioni del territorio. In molte aree semi-aride e aride, la riduzione congiunturale della produttività dovuta a periodi di siccità può trasformarsi in un elemento strutturale di un'evoluzione ecologica disastrosa.

Nel contesto della LD, gli sforzi per ridurre l'impatto del cambiamento climatico passano principalmente attraverso azioni di mitigazione che si basano sull'utilizzo sostenibile del territorio per ridurre/rimuovere il rilascio del carbonio in atmosfera. Come già evidenziato nei precedenti paragrafi, un'errata gestione delle terre può essere il principale *driver* di degrado, esacerbato dagli effetti delle variazioni climatiche. In tale contesto, esso rappresenta il principale strumento di intervento (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023). Nelle aree agroforestali, alcune azioni, come il rimboschimento, la riforestazione, le colture bioenergetiche e la silvicoltura, possono influenzare negativamente le condizioni del terreno e degli ecosistemi e aumentarne il degrado (Feng et al., 2022). Per una corretta valutazione degli effetti di mitigazione è auspicabile la

realizzazione di un inventario globale coerente e sistematico delle diverse politiche e degli interventi realizzati nell'ambito agroforestale. Questo aspetto è fondamentale sia perché l'impatto del cambiamento climatico non è omogeneo spazialmente, sia perché i differenti ecosistemi e le condizioni socio-economiche locali possono fornire risposte differenti (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023).

Allo stesso modo è prioritario sollecitare e supportare la comunità scientifica per implementare procedure globali per la stima del degrado utilizzando il telerilevamento in combinazione con un uso sistematico di dati ancillari. Infatti, allo stato attuale i modelli di stima integrano diversi criteri non sempre esportabili nelle diverse aree e per i quali non sono fornite soglie o entità del cambiamento sostenibili. In pratica, le interazioni uomo-territorio si tradurranno in una varietà dei cambiamenti; alcuni possono contribuire positivamente a un criterio, mentre incidono negativamente su un altro. Sono necessarie ricerche sulla grandezza degli impatti e dei compromessi che ne derivano. Considerata l'urgenza di rimuovere il carbonio dall'atmosfera e ridurre il cambiamento climatico, è importante raggiungere un accordo sul livello di riduzione per un dato criterio (ad esempio, produttività biologica) che può essere considerato accettabile per ottenere un certo aumento secondo un altro criterio (ad esempio, integrità biologica) (Bürgi et al., 2017).

Tra gli elementi di pressione climatica sulla LD, il vento rappresenta sicuramente l'elemento meno investigato, rispetto a temperatura e precipitazioni, in termini di distribuzione ed effetti sugli ecosistemi (Mo et al., 2023; Song et al., 2023). Infine, una modellazione più realistica della dinamica del carbonio, con una migliore valutazione del biota sotterraneo (Zhang

et al., 2023), aiuterebbe a quantificare meglio il ruolo del suolo e della sua gestione per il sequestro del carbonio.

L'interazione di fattori sfavorevoli genera situazioni di vulnerabilità e rischio dalle caratteristiche molto locali. Ad esempio, negli ultimi decenni, l'effetto combinato delle peggiorate condizioni climatiche e dell'intensificazione delle attività antropiche, soprattutto lungo le fasce costiere e nelle aree pianeggianti, ha innescato un trend crescente di degrado quali-quantitativo delle risorse naturali (acqua, suolo ed ecosistemi vegetali). Il contributo antropico rischia di peggiorare ulteriormente la situazione. Per affrontare la scarsità d'acqua spesso si ricorre, ad esempio, alla serricoltura. In aree di alto valore agricolo, l'installazione di tappeti di serre adiacenti ha effetti simili a quelli dell'impermeabilizzazione del suolo. La pioggia defluisce superficialmente tra serre contigue senza alimentare le falde e, in aree costiere, viene convogliata direttamente a mare alterando il ciclo dell'acqua e peggiorando il microclima. In queste aree, la siccità meteorologica può facilmente diventare siccità agricola, idrologica e socio-economica. Questo comporta una notevole quantità di disagi che possono diventare problemi a volte difficilmente governabili.

Il cambiamento climatico, in particolare con un aumento previsto della frequenza di eventi contestuali di siccità e ondate di calore, e con l'alterazione dei pattern stagionali delle piogge, potrebbe avere un impatto devastante sugli ecosistemi e compromettere la loro capacità di offrire beni e servizi essenziali. Si è ormai perfettamente consapevoli della possibilità di effetti a catena che potrebbero estendersi oltre la scala spaziale iniziale, ma la costruzione di una base scientifica solida per comprendere e gestire questi fenomeni costituisce una sfida della ricerca ancora completamente aperta.

- Abbott, B.W., Jones, J.B., Schuur, E.A.G., III, F.S.C., Bowden, W.B., Bret-Harte, M.S., Epstein, H.E., Flannigan, M.D., Harms, T.K., Hollingsworth, T.N., Mack, M.C., McGuire, A.D., Natali, S.M., Rocha, A.V., Tank, S.E., Turetsky, M.R., Vonk, J.E., Wickland, K.P., Aiken, G.R., Alexander, H.D., Amon, R.M.W., Benscoter, B.W., Bergeron, Y., Bishop, K., Blarquez, O., Bond-Lamberty, B., Breen, A.L., Buffam, I., Cai, Y., Carcaillet, C., Carey, S.K., Chen, J.M., Chen, H.Y.H., Christensen, T.R., Cooper, L.W., Cornelissen, J.H.C., Groot, W.J. de, DeLuca, T.H., Dorrepaal, E., Fetcher, N., Finlay, J.C., Forbes, B.C., French, N.H.F., Gauthier, S., Girardin, M.P., Goetz, S.J., Goldammer, J.G., Gough, L., Grogan, P., Guo, L., Higuera, P.E., Hinzman, L., Hu, F.S., Hugelius, G., Jafarov, E.E., Jandt, R., Johnstone, J.F., Karlsson, J., Kasischke, E.S., Kattner, G., Kelly, R., Keuper, F., Kling, G.W., Kortelainen, P., Kouki, J., Kuhry, P., Laudon, H., Laurion, I., Macdonald, R.W., Mann, P.J., Martikainen, P.J., McClelland, J.W., Molau, U., Oberbauer, S.F., Olefeldt, D., Paré, D., Parisien, M.-A., Payette, S., Peng, C., Pokrovsky, O.S., Rastetter, E.B., Raymond, P.A., Reynolds, M.K., Rein, G., Reynolds, J.F., Robards, M., Rogers, B.M., Schädel, C., Schaefer, K., Schmidt, I.K., Shvidenko, A., Sky, J., Spencer, R.G.M., Starr, G., Striegl, R.G., Teisserenc, R., Tranvik, L.J., Virtanen, T., Welker, J.M., Zimov, S., 2016. Biomass offsets little or none of permafrost carbon release from soils, streams, and wildfire: an expert assessment. *Environ. Res. Lett.* 11, 034014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/3/034014>
- Abdi, A.M., Boke-Olén, N., Jin, H., Eklundh, L., Tagesson, T., Lehsten, V., Ardö, J., 2019. First assessment of the plant phenology index (PPI) for estimating gross primary productivity in African semi-arid ecosystems. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 78, 249–260. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.01.018>
- Acharya, B.S., Hao, Y., Ochsner, T.E., Zou, C.B., 2017. Woody plant encroachment alters soil hydrological properties and reduces downward flux of water in tallgrass prairie. *Plant Soil* 414, 379–391. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3138-0>
- Acharya, B.S., Kharel, G., Zou, C.B., Wilcox, B.P., Halihan, T., 2018. Woody Plant Encroachment Impacts on Groundwater Recharge: A Review. *Water* 10, 1466. <https://doi.org/10.3390/w10101466>
- Alexandrov, G.A., Oikawa, T., 1997. Contemporary variations of terrestrial net primary production: The use of satellite data in the light of an extremal principle. *Ecol. Model.* 95, 113–118. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(96\)00031-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(96)00031-2)
- Alongi, D.M., 2015. The Impact of Climate Change on Mangrove Forests. *Curr Clim Change Rep* 1, 30–39. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>
- Andela, N., Liu, Y.Y., van Dijk, A.I.J.M., de Jeu, R. a. M., McVicar, T.R., 2013. Global changes in dryland vegetation dynamics (1988–2008) assessed by satellite remote sensing: comparing a new passive microwave vegetation density record with reflective greenness data. *Biogeosciences* 10, 6657–6676. <https://doi.org/10.5194/bg-10-6657-2013>
- Archer, S.R., Andersen, E.M., Predick, K.I., Schwinning, S., Steidl, R.J., Woods, S.R., 2017. Woody Plant Encroachment: Causes and Consequences, in: Briske, D.D. (Ed.), *Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges*. Springer International Publishing, Cham, pp. 25–84. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_2
- Asrar, G., Fuchs, M., Kanemasu, E.T., Hatfield, J.L., 1984. Estimating Absorbed Photosynthetic Radiation and Leaf Area Index from Spectral Reflectance in Wheat. *AGRON J* 76, 300–306. <https://doi.org/10.2134/agronj1984.000219622007600020029x>
- Aweto, A.O., 2024. Is woody plant encroachment bad? Benefits of woody plant encroachment—A review. *Landsc Ecol* 39, 21. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01823-1>
- Bai, Z., Dent, D., 2009. Recent Land Degradation and Improvement in China. *Ambio* 38, 150–156.
- Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Schaeppman, M.E., 2008. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use Manag* 24, 223–234. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00169.x>
- Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Tengberg, A., Tucker, C., Yengoh, G., 2015. A longer, closer, look at land degradation. *Agric. Dev.* 24, 3–9.
- Bakun, A., Black, B.A., Bograd, S.J., Garcia-Reyes, M., Miller, A.J., Rykaczewski, R.R., Sydeman, W.J., 2015. Anticipated Effects of Climate Change on Coastal Upwelling Ecosystems. *Curr Clim Change Rep* 1, 85–93. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0008-4>
- Barbier, E.B., Hochard, J.P., 2018. Land degradation and poverty. *Nat Sustain* 1, 623–631. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0155-4>
- Bartkowski, B., Schepanski, K., Bredendbeck, S., Müller, B., 2023. Wind erosion in European agricultural landscapes: More than physics. *PEOPLE NAT* 5, 34–44. <https://doi.org/10.1002/pan3.10418>
- Batir, J.F., Hornbach, M.J., Blackwell, D.D., 2017. Ten years of measurements and modeling of soil temperature changes and their effects on permafrost in Northwestern Alaska. *Global and Planetary Change* 148, 55–71. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.009>
- Benini, L., Antonellini, M., Laghi, M., Mollema, P.N., 2016. Assessment of Water Resources Availability and Groundwater Salinization in Future Climate and Land use Change Scenarios: A Case Study from a Coastal Drainage Basin in Italy. *Water Resour Manage* 30, 731–745. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1187-4>
- Bond-Lamberty, B., Bailey, V.L., Chen, M., Gough, C.M., Vargas, R., 2018. Globally rising soil heterotrophic respiration over recent decades. *Nat.* 560, 80–83. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0358-x>
- Bot, A., Nachtergaele, F., Young, A., 2000. Land resource potential and constraints at regional and country levels (No. 90). FAO-UN, Rome.
- Brandt, M., Wigneron, J.-P., Chave, J., Tagesson, T., Penuelas, J., Ciais, P., Rasmussen, K., Tian, F., Mbow, C., Al-Yaari, A., Rodriguez-Fernandez, N., Schurgers, G., Zhang, W., Chang, J., Kerr, Y., Verger, A., Tucker, C., Mialon, A., Rasmussen, L.V., Fan, L., Fensholt, R., 2018. Satellite passive microwaves reveal recent climate-induced carbon losses in African drylands. *Nat Ecol Evol* 2, 827–835. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0530-6>
- Brocca, L., Barbetta, S., Camici, S., Ciabatta, L., Dari, J., Filippucci, P., Massari, C., Modanesi, S., Tarpanelli, A., Bonaccorsi, B., Mosaffa, H., Wagner, W., Vreugdenhil, M., Quast, R., Alfieri, L., Gabellani, S., Avanzi, F., Rains, D., Miralles, D.G., Mantovani, S., Briese, C., Domeneghetti, A., Jacob, A., Castelli, M., Camps-Valls, G., Volden, E., Fernandez, D., 2024. A Digital Twin of the terrestrial water cycle: a glimpse into the future through high-resolution Earth observations. *Front. Sci.* 1. <https://doi.org/10.3389/fsci.2023.1190191>
- Brown, M.E., de Beurs, K., Vrieling, A., 2010. The response of African land surface phenology to large scale climate oscillations. *REMOTE SENS ENVIRON* 114, 2286–2296. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.05.005>
- Buitenwerf, R., Sandel, B., Normand, S., Mimet, A., Svenning, J.-C., 2018. Land surface greening suggests vigorous woody regrowth throughout European semi-natural vegetation. *Glob. Change Biol.* 24, 5789–5801. <https://doi.org/10.1111/gcb.14451>
- Bürgi, M., Bieling, C., von Hackwitz, K., Kizos, T., Lieskovský, J., Martin, M.G., McCarthy, S., Müller, M., Palang, H., Plieninger, T., Printsmann, A., 2017. Processes and driving forces in changing cultural landscapes across Europe. *Landsc. Ecol.* <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0513-z>
- Cai, X., Zhang, X., Wang, D., 2011. Land availability for biofuel production. *Environ Sci Technol* 45, 334–339. <https://doi.org/10.1021/es103338e>
- Cammeraat, E.L.H., 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Soil Interactions: Biology, Erosion and Organic Matter* 104, 317–332. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.032>
- Campbell, J.E., Lobell, D.B., Genova, R.C., Field, C.B., 2008. The global potential of bioenergy on abandoned agriculture lands. *Environ Sci Technol* 42, 5791–5794. <https://doi.org/10.1021/es800052w>
- Cardille, J.A., Foley, J.A., Costa, M.H., 2002. Characterizing patterns of agricultural land use in Amazonia by merging satellite classifications and census data. *Glob. Biogeochem.*

- Cycles 16, 1045. <https://doi.org/10.1029/2000GB001386>
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- Chaves, M.M., Maroco, J.P., Pereira, J.S., 2003. Understanding plant responses to drought - from genes to the whole plant. *Funct Plant Biol* 30, 239–264. <https://doi.org/10.1071/FP02076>
- Chen, F., Chen, X., Van de Voorde, T., Roberts, D., Jiang, H., Xu, W., 2020. Open water detection in urban environments using high spatial resolution remote sensing imagery. *REMOTE SENS ENVIRON* 242, 11706. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.11706>
- Chen, Y., Feng, X., Fu, B., 2021. An improved global remote-sensing-based surface soil moisture (RSSSM) dataset covering 2003–2018. *Earth Syst. Sci. Data* 13, 1–31. <https://doi.org/10.5194/essd-13-1-2021>
- Cherlet, M., Hutchinson, C., Reynolds, J., Hill, J., Sommer, S., Von, M.G., 2018. World Atlas of Desertification. JRC Publications Repository. <https://doi.org/10.2760/06292>
- Contador, J.F.L., Schnabel, S., Gutiérrez, A.G., Fernández, M.P., 2009. Mapping sensitivity to land degradation in Extremadura. SW Spain. *LAND DEGRAD DEV* 20, 129–144. <https://doi.org/10.1002/ldr.884>
- Costa, M., Gardiner, B., Locatelli, T., Marchi, L., Marchi, N., Lingua, E., 2023. Evaluating wind damage vulnerability in the Alps: A new wind risk model parametrisation. *AGR FOREST METEOROL* 341, 109660. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109660>
- Cowie, A.L., Orr, B.J., Castillo Sanchez, V.M., Chasek, P., Crossman, N.D., Erlewein, A., Louwagie, G., Maron, M., Metternicht, G.I., Minelli, S., Tengberg, A.E., Walter, S., Welton, S., 2018. Land in balance: The scientific conceptual framework for Land Degradation Neutrality. *Environ. Sci. Policy* 79, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.10.011>
- Crosson, P., 1997. Will EROSION Threaten AGRICULTURAL PRODUCTIVITY? *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 39, 4–31. <https://doi.org/10.1080/00139159709604756>
- Crosson, P., 1995. Future supplies of land and water for world agriculture. In N. Islam (Ed.), "Population and Food in the Early Twenty-First Century: Meeting Future Food Demand of an Increasing Population". International Food Policy Research Institute., Washington - USA.
- Crowther, T.W., Todd-Brown, K.E.O., Rowe, C.W., Wieder, W.R., Carey, J.C., Machmuller, M.B., Snoek, B.L., Fang, S., Zhou, G., Allison, S.D., Blair, J.M., Bridgham, S.D., Burton, A.J., Carrillo, Y., Reich, P.B., Clark, J.S., Classen, A.T., Dijkstra, F.A., Elberling, B., Emmett, B.A., Estiarte, M., Frey, S.D., Guo, J., Harte, J., Jiang, L., Johnson, B.R., Kröel-Dulay, G., Larsen, K.S., Laudon, H., Lavalley, J.M., Luo, Y., Lupascu, M., Ma, L.N., Marhan, S., Michelsen, A., Mohan, J., Niu, S., Pendall, E., Peñuelas, J., Pfeifer-Meister, L., Poll, C., Reinsch, S., Reynolds, L.L., Schmidt, I.K., Sistla, S., Sokol, N.W., Templer, P.H., Treseder, K.K., Welker, J.M., Bradford, M.A., 2016. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nat.* 540, 104–108. <https://doi.org/10.1038/nature20150>
- Cuéllar-Soto, E., Johnson, P.J., Macdonald, D.W., Barrett, G.A., Segundo, J., Cuéllar-Soto, E., Johnson, P.J., Macdonald, D.W., Barrett, G.A., Segundo, J., 2020. Woody plant encroachment drives habitat loss for a relict population of a large mammalian herbivore in South America. *Therya* 11, 484–494. <https://doi.org/10.12933/therya-20-1071>
- Davin, E.L., Noblet-Ducoudré, N. de, 2010. Climatic Impact of Global-Scale Deforestation: Radiative versus Nonradiative Processes. *J. Clim.* 23, 97–112. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI3102.1>
- de Jong, S.M., Epema, G.F., 2003. Imaging spectrometry for surveying and modelling LD. In *Remote Sensing and Digital Image Processing*, Kluwer Academic Publishers. ed. F.D. van der Meer and S.M. de Jong, Dordrecht, Netherlands.
- Dregne, H.E., 1997. Desertification Assessment, in: *Methods for Assessment of Soil Degradation*. CRC Press.
- Dubovyk, O., 2017. The role of Remote Sensing in land degradation assessments: opportunities and challenges. *Eur. J. Remote Sens.* 50, 601–613. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1378926>
- ELD Initiative, 2013. The rewards of investing in sustainable land management. Interim Report for the Economics of Land Degradation Initiative: A global strategy for sustainable land management. Available from: www.eld-initiative.org/
- FAO, U., 2001. Global Forest Resources Assessment 2000 (Main Report), FAO Forestry Paper 140. FAO-UN, Roma.
- Feng, S., Zhao, W., Zhan, T., Yan, Y., Pereira, P., 2022. Land degradation neutrality: A review of progress and perspectives. *Ecol. Indic* 144, 109530. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109530>
- Ferreira, C.S.S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., Kalantari, Z., 2022. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Sci. Total Environ.* 805, 150106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>
- Field, C.B., Campbell, J.E., Lobell, D.B., 2008. Biomass energy: the scale of the potential resource. *Trends Ecol Evol* 23, 65–72. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.001>
- Fischer, G., van Velthuizen, H.T., Shah, M.M., Nachtergaele, F.O., 2002. Global Agro-ecological Assessment for Agriculture in the 21st Century: Methodology and Results. <https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/6667/>
- Foster, P., 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Sci. Rev.* 55, 73–106. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00056-3](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00056-3)
- Gao, J., Liu, Y., 2010. Determination of land degradation causes in Tongyu County, Northeast China via land cover change detection. *International Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 12, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.08.003>
- Ghazoul, J., Chazdon, R., 2017. Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. *Annual Review of Environment and Resources* 42, 161–188. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060736>
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>
- Gibbs, H.K., Salmon, J.M., 2015. Mapping the world's degraded lands. *Appl. Geogr.* 57, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.024>
- Giupponi, L., Leoni, V., Pedrali, D., Giorgi, A., 2023. Restoration of Vegetation Greenness and Possible Changes in Mature Forest Communities in Two Forests Damaged by the Vaia Storm in Northern Italy. *Plants* 12, 1369. <https://doi.org/10.3390/plants12061369>
- Goldewijk, K., Van Drecht, G., Bouwman, A.F., 2007. Mapping contemporary global cropland and grassland distributions on a 5 × 5 minute resolution. *J. Land Use Sci.* 2, 167–190. <https://doi.org/10.1080/17474230701622940>
- Goldewijk, K.K., 2001. Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE Database. *Global Biogeochemical Cycles* 15, 417–433. <https://doi.org/10.1029/1999GB001232>
- Green, A.J., Alcorlo, P., Peeters, E.T., Morris, E.P., Espinar, J.L., Bravo-Utrera, M.A., Bustamante, J., Diaz-Delgado, R., Koelmans, A.A., Mateo, R., Mooij, W.M., Rodriguez-Rodriguez, M., van Nes, E.H., Scheffer, M., 2017. Creating a safe operating space for wetlands in a changing climate. *Front. Ecol. Environ.* 99–107. <https://doi.org/10.1002/fee.1459>
- Grillakis, M.G., 2019. Increase in severe and extreme soil moisture droughts for Europe under climate change. *Sci. Total Environ.* 660, 1245–1255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.001>
- Hall, F.G., Bergen, K., Blair, J.B., Dubayah, R., Houghton, R., Hurtt, G., Kellndorfer, J., Lefsky, M., Ranson, J., Saatchi, S., Shugart, H.H., Wickland, D., 2011. Characterizing 3D vegetation structure from space: Mission requirements. *Remote Sens. Environ.* 115, 2753–2775. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.024>
- Hermans, K., McLeman, R., 2021. Climate change, drought, land degradation and migration: exploring the linkages. *Current Opinion in Environmental Sustainability, Slow Onset Events related to Climate Change* 50, 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.04.013>

- Higginbottom, T.P., Symeonakis, E., 2014. Assessing Land Degradation and Desertification Using Vegetation Index Data: Current Frameworks and Future Directions. *Remote Sens.* 6, 9552–9575. <https://doi.org/10.3390/rs6109552>
- Hüve, K., Bichele, I., Rasulov, B., Niinemets, U., 2011. When it is too hot for photosynthesis: heat-induced instability of photosynthesis in relation to respiratory burst, cell permeability changes and H₂O₂ formation. *Plant Cell Environ* 34, 113–126. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02229.x>
- Imbrenda, V., Coluzzi, R., Di Stefano, V., Egidi, G., Salvati, L., Samela, C., Simoniello, T., Lanfredi, M., 2022. Modeling Spatio-Temporal Divergence in Land Vulnerability to Desertification with Local Regressions. *Sustainability* 14, 10906. <https://doi.org/10.3390/su141710906>
- Imbrenda, V., Coluzzi, R., Lanfredi, M., Loperpe, A., Satriani, A., Simoniello, T., 2018. Analysis of landscape evolution in a vulnerable coastal area under natural and human pressure. *Geomat. Nat. Haz. Risk* 9, 1249–1279. <https://doi.org/10.1080/19475705.2018.1508076>
- Imbrenda, V., D'Emilio, M., Lanfredi, M., Ragoستا, M., Simoniello, T., 2013. Indicators of land degradation vulnerability due to anthropic factors: tools for an efficient planning. *Geographic information analysis for sustainable development and economic planning: New technologies.* IGI Global, 87-101. <https://doi.org/10.3390/su141710906>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (Ed.), 2023. *Climate Change 2022 - Mitigation of Climate Change: Working Group III Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/9781009157926>
- Jobbágy, E.G., Tóth, T., Noretto, M.D., Earman, S., 2017. On the fundamental causes of high environmental alkalinity (pH ≥ 9): an assessment of its drivers and global distribution. *Land Degrad. Develop* 28, 1973–1981. <https://doi.org/10.1002/ldr.2718>
- Johnson, J.M., Moore, L.J., Ells, K., Murray, A.B., Adams, P.N., MacKenzie III, R.A., Jaeger, J.M., 2015. Recent shifts in coastline change and shoreline stabilization linked to storm climate change. *Earth Surf. Process. Landf.* 40, 569–585. <https://doi.org/10.1002/esp.3650>
- Kéfi, S., Rietkerk, M., Alados, C.L., Pueyo, Y., Papanastasis, V.P., ElAich, A., de Ruiter, P.C., 2007. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nat.* 449, 213–217. <https://doi.org/10.1038/nature06111>
- Kosmas, C., Kirkby, M., Geeson, N., 1999. The Medalus project Mediterranean desertification and land use. Manual on key indicators of desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification. European Commission.
- Köster, K., Kohli, J., Lindberg, H., Pumpanen, J., 2024. Post-fire soil greenhouse gas fluxes in boreal Scots pine forests—Are they affected by surface fires with different severities? *Agric. For. Meteorol.* 349, 109954. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.109954>
- Kulkarni, S., Deo, M.C., Ghosh, S., 2014. Changes in the design and operational wind due to climate change at the Indian offshore sites. *Mar. Struct.* 37, 33–53. <https://doi.org/10.1016/j.marstruc.2014.02.005>
- Kulmatiski, A., Beard, K.H., 2013. Woody plant encroachment facilitated by increased precipitation intensity. *Nature Clim Change* 3, 833–837. <https://doi.org/10.1038/nclimate1904>
- Lanfredi, M., Coluzzi, R., Imbrenda, V., Macchiato, M., Simoniello, T., 2020. Analyzing Space–Time Coherence in Precipitation Seasonality across Different European Climates. *Mar. Struct.* 12, 171. <https://doi.org/10.3390/rs12010171>
- Le, Q.B., Nkonya, E., Mirzabaev, A., 2016. Biomass Productivity-Based Mapping of Global Land Degradation Hotspots. In: Nkonya, E., Mirzabaev, A., Von Braun, J. (eds) *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development.* Springer International Publishing, Cham. pp. 55–84. Available from: https://doi.org/10.1007/978-3-319-19168-3_4
- Li, J., Yuan, X., Su, Y., Qian, K., Liu, Y., Yan, W., Xu, S., Yang, X., Luo, G., Ma, X., 2023. Trade-offs and synergistic relationships in wind erosion in Central Asia over the last 40 years: A Bayesian Network analysis. *Geoderma* 437, 116597. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116597>
- Liljedahl, A.K., Boike, J., Daanen, R.P., Fedorov, A.N., Frost, G.V., Grosse, G., Hinzman, L.D., Iijima, Y., Jorgenson, J.C., Matveyeva, N., Necsoiu, M., Reynolds, M.K., Romanovsky, V.E., Schulla, J., Tape, K.D., Walker, D.A., Wilson, C.J., Yabuki, H., Zona, D., 2016. Pan-Arctic ice-wedge degradation in warming permafrost and its influence on tundra hydrology. *Nature Geosci* 9, 312–318. <https://doi.org/10.1038/ngeo2674>
- López-Saldaña, G., Bistinas, I., Pereira, J.M.C., 2015. Global analysis of radiative forcing from fire-induced shortwave albedo change. *Biogeosciences* 12, 557–565. <https://bg.copernicus.org/articles/12/557/2015/>
- Lukas, M.C., 2014. Eroding battlefields: Land degradation in Java reconsidered. *Geoforum* 56, 87–100. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.06.010>
- Markogianni, V., Mentzafou, A., Dimitriou, E., 2016. Assessing the impacts of human activities and soil erosion on the water quality of Plastira mountainous Mediterranean Lake, Greece. *Environmental Earth Sciences* 75, 1–17.
- Metternicht, G., Zinck, J.A., Blanco, P.D., del Valle, H.F., 2010. Remote sensing of land degradation: experiences from Latin America and the Caribbean. *J Environ Qual* 39, 42–61. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0127>
- Millennium Ecosystem Assessment - MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis.* Washington, D.C.: World Resources Institute.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vâgen, T.-G., van Wesemael, B., Wienowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Mo, J., Li, J., Wang, Z., Song, Z., Feng, J., Che, Y., Rong, J., Gu, S., 2023. Spatiotemporal Evolution of Wind Erosion and Ecological Service Assessments in Northern Songnen Plain, China. *Sustainability* 15, 5829. <https://doi.org/10.3390/su15075829>
- Morán-Ordóñez, A., Duane, A., Gil-Tena, A., De Cáceres, M., Aquilué, N., Guerra, C.A., Geijzendorffer, I.R., Fortin, M.-J., Brotons, L., 2020. Future impact of climate extremes in the Mediterranean: Soil erosion projections when fire and extreme rainfall meet. *Land Degrad. Dev.* 31, 3040–3054. <https://doi.org/10.1002/ldr.3694>
- Munafò, M., Giuliani, C., Pretto, F., Riitano, N., Strollo, A., Cimini, A., D'Agata, A., Congedo, L., 2023. Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2023 – SNPA – Sistema nazionale protezione ambiente (No. Report SNPA 37/23). ISPRA, Roma, Italia.
- Myneni, R.B., Ramakrishna, R., Nemani, R., Running, S.W., 1997. Estimation of global leaf area index and absorbed par using radiative transfer models. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens* 35, 1380–1393. <https://doi.org/10.1109/36.649788>
- Nearing, M.A., Jetten, V., Baffaut, C., Cerdan, O., Couturier, A., Hernandez, M., Le Bissonnais, Y., Nichols, M.H., Nunes, J.P., Renschler, C.S., Souchère, V., van Oost, K., 2005. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *CATENA, Soil Erosion under Climate Change: Rates, Implications and Feedbacks* 61, 131–154. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.03.007>
- Neubauer, S.C., Megonigal, J.P., 2021. Biogeochemistry of Wetland Carbon Preservation and Flux, in: *Wetland Carbon and Environmental Management.* American Geophysical Union (AGU), pp. 33–71. <https://doi.org/10.1002/9781119639305.ch3>
- Nielsen, M., Smeets, E., Stehfest, E., Vuuren, D., 2012. An evaluation of the global potential of bioenergy production on degraded lands. *GCB Bioenergy* 4, 130–147. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01121.x>
- Novara, A., Pisciotta, A., Minacapilli, M., Maltese, A., Capodici, F., Cerdà, A., Gristina, L., 2018. The impact of soil erosion on soil fertility and vine vigor. A multidisciplinary approach based on field, laboratory and remote sensing approaches. *Sci Total Environ* 622–623, 474–480. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.272>
- O'Connor, T.G., Puttick, J.R., Hoffman, M.T., 2014. Bush encroachment in southern Africa: changes and causes. *African Journal of Range & Forage Science* 31, 67–88. <https://doi.org/10.2989/10220119.2014.939996>

- Oldeman, L.M., 1994. The Global Extent of Soil Degradation. In: Soil Resilience and Sustainable Landuse, D.J. Greenland and I. Szabolcs (eds.). CAB International, Wallingford.
- Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G., 1991. World map of the status of human-induced soil degradation: an explanatory note. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen - Netherlands.
- Oldeman, L.R., Van Lynden, G.W.J., 1998. Oldeman, L. R., and G. W. J. Van Lynden. "Revisiting the Glasod Methodology. (No. 96/O3), in Lal R, Blum WH, Valentin C, Steward BA, eds. Methods for Assessment of Soil Degradation. ISRIC - World Soil Information, Wageningen - Netherlands.
- Pace, L., Imbrenda, V., Lanfredi, M., Cudlin, P., Simoniello, T., Salvati, L., Coluzzi, R., 2023. Delineating the Intrinsic, Long-Term Path of Land Degradation: A Spatially Explicit Transition Matrix for Italy, 1960–2010. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 20, 2402. <https://doi.org/10.3390/ijerph20032402>
- Page, S.E., Siegert, F., Rieley, J.O., Boehm, H.-D.V., Jaya, A., Limin, S., 2002. The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nat.* 420, 61–65. <https://doi.org/10.1038/nature01131>
- Pellegrini, A.F.A., Ahlström, A., Hobbie, S.E., Reich, P.B., Nieradzik, L.P., Staver, A.C., Scharenbroch, B.C., Jumpponen, A., Anderegg, W.R.L., Randerson, J.T., Jackson, R.B., 2018. Fire frequency drives decadal changes in soil carbon and nitrogen and ecosystem productivity. *Nat.* 553, 194–198. <https://doi.org/10.1038/nature24668>
- Piccinelli, S., Brusa, G., Cannone, N., 2020. Climate warming accelerates forest encroachment triggered by land use change: A case study in the Italian Prealps (Triangolo Lariano, Italy). *CATENA* 195, 104870. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104870>
- Pierre, C., Rajot, J.L., Faye, I., Dorego, G.S., Bouet, C., Marticorena, B., Bergametti, G., Ka, A., Amar, B., Tall, A., Diagne, N., Feron, A., 2023. A contrasting seasonality of wind erosivity and wind erosion between Central and Western Sahel. *Aeolian Research* 62, 100879. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2023.100879>
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Sci.* 267, 1117–1123. <https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>
- Pinheiro, L.F.S., Kansbock, L., Rossatto, D.R., Kolb, R.M., 2022. Woody plant encroachment constrains regeneration of ground-layer species in a neotropical savanna from seeds. *Austral Ecology* 47, 674–684. <https://doi.org/10.1111/aec.13156>
- Pinty, B., Taberner, M., Haemmerle, V.R., Paradise, S.R., Vermote, E., Verstraete, M.M., Gobron, N., Widłowski, J.-L., 2011. Biogeophysical effects of land use on climate: Model simulations of radiative forcing and large-scale temperature changes (vol 142 pg 216 2007). *J. Clim.* 24, 4769–4769. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00126.1>
- Planque, C., Carrer, D., Roujean, J.-L., 2017. Analysis of MODIS albedo changes over steady woody covers in France during the period of 2001–2013. *Remote Sens. Environ.* 191, 13–29. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.019>
- Prince, S.D., 2016. Where Does Desertification Occur? Mapping Dryland Degradation at Regional to Global Scales, in: Behnke, R., Mortimore, M. (Eds.), *The End of Desertification? : Disputing Environmental Change in the Drylands*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 225–263. https://doi.org/10.1007/978-3-642-16014-1_9
- Pryor, S.C., Barthelmie, R.J., 2010. Climate change impacts on wind energy: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14, 430–437. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.028>
- Quaranta, G., Salvia, R., Salvati, L., Paola, V.D., Coluzzi, R., Imbrenda, V., Simoniello, T., 2020. Long-term impacts of grazing management on land degradation in a rural community of Southern Italy: Depopulation matters. *LAND DEGRAD DEV* n/a, 1–16. <https://doi.org/10.1002/ldr.3583>
- Quintano, C., Fernandez-Manso, A., Marcos, E., Calvo, L., 2019. Burn Severity and Post-Fire Land Surface Albedo Relationship in Mediterranean Forest Ecosystems. *Remote Sens.* 11, 2309. <https://doi.org/10.3390/rs11192309>
- Ramankutty, N., Foley, J.A., 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 997–1027. <https://doi.org/10.1029/1999GB900046>
- Rasmussen, M.S., 1998. Developing simple, operational, consistent NDVI-vegetation models by applying environmental and climatic information: Part I. Assessment of net primary production. *Int. J. Remote Sens.* 19, 97–117. <https://doi.org/10.1080/014311698216459>
- Reed, M., 2005. Participatory Rangeland Monitoring and Management in the Kalahari, Botswana (Degree of Doctor of Philosophy). University of Leeds, Leeds.
- Rodrigo-Comino, J., Salvia, R., Quaranta, G., Cudlin, P., Salvati, L., Gimenez-Morera, A., 2021. Climate Aridity and the Geographical Shift of Olive Trees in a Mediterranean Northern Region. *Climate* 9, 64. <https://doi.org/10.3390/cli9040064>
- Romagnoli, F., Cadei, A., Costa, M., Marangon, D., Pellegrini, G., Nardi, D., Masiero, M., Secco, L., Grigolato, S., Lingua, E., Picco, L., Pirotti, F., Battisti, A., Locatelli, T., Blennow, K., Gardiner, B., Cavalli, R., 2023. Windstorm impacts on European forest-related systems: An interdisciplinary perspective. *Forest Ecology and Management* 541, 121048. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121048>
- Roy, P., Pal, S.C., Chakraborty, R., Islam, A.R.Md.T., Chowdhuri, I., Saha, A., 2022. Impact of ineffective measures on the increasing land degradation in a monsoon-dominated region of India: Issues and policy implications. *LAND DEGRAD DEV* 33, 3174–3185. <https://doi.org/10.1002/ldr.4380>
- Roy, P., Pal, S.C., Chakraborty, R., Saha, A., Chowdhuri, I., 2023. RETRACTED: A systematic review on climate change and geo-environmental factors induced land degradation: Processes, policy-practice gap and its management strategies. *Geological Journal* 58, 3487–3514. <https://doi.org/10.1002/gj.4649>
- Salvati, L., 2023. Framing socioecological complexity: The long-term evolution of multiple dimensions of desertification risk in Italy. *Risk Analysis* 43, 1657–1666. <https://doi.org/10.1111/risa.14059>
- Salvati, L., Bajocco, S., 2011. Land sensitivity to desertification across Italy: Past, present, and future. *Appl. Geogr., Hazards* 31, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.04.006>
- Salvati, L., Zitti, M., Perini, L., 2016. Fifty Years on: Long-term Patterns of Land Sensitivity to Desertification in Italy. *Land Degrad. Dev.* 27, 97–107. <https://doi.org/10.1002/ldr.2226>
- Sauer, T., Ries, J.B., 2008. Vegetation cover and geomorphodynamics on abandoned fields in the Central Ebro Basin (Spain). *Geomorphology*, 102, 267–277. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.05.006>
- Scholes, R.J., Montanarella, L., Brainich, E., Brainich, E., Barger, N., Brink, B. ten, Cantele, M., Erasmus, B., Fisher, J., Gardner, T., Holland, T.G., Kohler, F., Kotiaho, S., Maltitz, G. von, Nangendo, G., Pandit, R., Parrotta, J., Potts, M.D., Prince, S., Sankaran, M., Willems, L., 2018. IPBES (2018): Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Schuur, E. a. G., McGuire, A.D., Schädel, C., Grosse, G., Harden, J.W., Hayes, D.J., Hugelius, G., Koven, C.D., Kuhry, P., Lawrence, D.M., Natali, S.M., Olefeldt, D., Romanovsky, V.E., Schaefer, K., Turetsky, M.R., Treat, C.C., Vonk, J.E., 2015. Climate change and the permafrost carbon feedback. *Nat.* 520, 171–179. <https://doi.org/10.1038/nature14338>
- Sedano, F., Silva, J.A., Machoco, R., Meque, C.H., Siteo, A., Ribeiro, N., Anderson, K., Ombe, Z.A., Baule, S.H., Tucker, C.J., 2016. The impact of charcoal production on forest degradation: a case study in Tete, Mozambique. *Environ. Res. Lett.* 11, 094020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/094020>
- Shi, H., Li, L., Eamus, D., Huete, A., Cleverly, J., Tian, X., Yu, Q., Wang, S., Montagnani, L., Magliulo, V., Rotenberg, E., Pavelka, M., Carrara, A., 2017. Assessing the ability of MODIS EVI to estimate terrestrial ecosystem gross primary production of multiple land cover types. *Ecological Indicators* 72, 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.022>
- Shukla, P.R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Slade, R., Zhai, P., Connors, S., R. van Diemen, R., Ferrat, M., Haughey, E., Neogi, Pathak, M., Petzold, J., Portugal Pereira, J., Vyas, P., Huntley, E., Kissick, K., Belkacemi, M., 2019. *Climate Change and Land: an IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land*

Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems.

Simoniello, T., Coluzzi, R., Imbrenda, V., Lanfredi, M., 2015. Land cover changes and forest landscape evolution (1985-2009) in a typical Mediterranean agroforestry system (high Agri Valley). *Natural Hazards and Earth System Sciences* 15, 1201-1214. <https://doi.org/10.5194/nhess-15-1201-2015>

Sims, N.C., Newnham, G.J., England, J.R., Guerschman, J., Cox, S.J.D., Roxburgh, S.H., Viscarra Rossel, R.A., Fritz, S., Wheeler, I., 2021. Good practice guidance. SDG indicator 15.3.1. Proportion of land that is degraded over total land area. Version 2.0. UNCCD. <https://www.unccd.int/resources/manuals-and-guides/good-practice-guidance-sdg-indicator-1531-proportion-land-degraded>

Sivakumar, M.V.K., Stefanski, R., 2007. Climate and Land Degradation — an Overview, in: Sivakumar, M.V.K., Ndiang'ui, N. (Eds.), *Climate and Land Degradation*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 105-135. https://doi.org/10.1007/978-3-540-72438-4_6

Song, S., Chen, X., Hu, Z., Zan, C., Liu, T., De Maeyer, P., Sun, Y., 2023. Deciphering the impact of wind erosion on ecosystem services: An integrated framework for assessment and spatiotemporal analysis in arid regions. *Ecological Indicators* 154, 110693. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110693>

Sonneveld, B.G.J.S., Dent, D.L., 2009. How good is GLASOD? *Journal of Environmental Management* 90, 274-283. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.09.008>

Soto-Shoender, J.R., McCleery, R.A., Monadjem, A., Gwinn, D.C., 2018. The importance of grass cover for mammalian diversity and habitat associations in a bush encroached savanna. *Biological Conservation* 221, 127-136. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.028>

Spinoni, J., Vogt, J.V., Naumann, G., Barbosa, P., Dosio, A., 2018. Will drought events become more frequent and severe in Europe? *International Journal of Climatology* 38, 1718-1736. <https://doi.org/10.1002/joc.5291>

Steinkamp, J., Hickler, T., 2015. Is drought-induced forest dieback globally increasing? *Journal of Ecology* 103, 31-43. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12335>

Stoorvogel, J.J., Bakkenes, M., Temme, A.J. a. M., Batjes, N.H., Brink, B.T., 2017. S-World: a Global Soil Map for Environmental Modelling. *Land Degradation and Development* 28, 22-33. <https://doi.org/10.1002/ldr.2656>

Sydeman, W.J., García-Reyes, M., Schoeman, D.S., Rykaczewski, R.R., Thompson, S.A., Black, B.A., Bograd, S.J., 2014. Climate change. Climate change and wind intensification in coastal upwelling ecosystems. *Science* 345, 77-80. <https://doi.org/10.1126/science.1251635>

Talukder, B., Ganguli, N., Matthew, R., vanLoon, G.W., Hipel, K.W., Orbinski, J., 2021. Climate change-triggered land degradation and planetary health: A review. *Land Degrad. Dev.* 32, 4509-4522. <https://doi.org/10.1002/ldr.4056>

Turner, B.L., Lambin, E.F., Reenberg, A., 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 20666-20671. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>

UNCCD, 2022. Flagship GEO initiative will accelerate land restoration through better information. UNCCD. <https://www.unccd.int/news-stories/press-releases/flagship-geo-initiative-will-accelerate-land-restoration-through-better> (accessed 5.30.24).

Van Auken, O.W., 2009. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *J. Environ. Manage.* 90, 2931-2942. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.023>

van Gestel, N., Shi, Z., van Groenigen, K.J., Osenberg, C.W., Andresen, L.C., Duker, J.S., Hovenden, M.J., Luo, Y., Michelsen, A., Pendall, E., Reich, P.B., Schuur, E.A.G., Hungate, B.A., 2018. Predicting soil carbon loss with warming. *Nat.* 554, E4-E5. <https://doi.org/10.1038/nature25745>

Vlek, P.L.G., Le, Q.B., Tamene, L., 2008. Land decline in land-rich Africa: A creeping disaster in the making. Consultative Group on International Agricultural Research (CGIAR), Science Council Secretariat, Rome, IT.

Wagner, L.E., 2013. A history of Wind Erosion Prediction Models in the United States Department of Agriculture: The Wind Erosion Prediction System (WEPS). *Aeolian Research* 10, 9-24. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2012.10.001>

Walker, J.J., de Beurs, K.M., Henebry, G.M., 2015. Land surface phenology along urban to rural gradients in the U.S. Great Plains. *Remote Sens. Environ.* 165, 42-52. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.04.019>

Wessels, K.J., Prince, S.D., Frost, P.E., van Zyl, D., 2004. Assessing the effects of human-induced land degradation in the former homelands of northern South Africa with a 1 km AVHRR NDVI time-series. *Remote Sens. Environ.* 91, 47-67. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.005>

Wessels, K.J., Prince, S.D., Malherbe, J., Small, J., Frost, P.E., VanZyl, D., 2007. Can human-induced land degradation be distinguished from the effects of rainfall variability? A case study in South Africa. *J. Arid Environ.* 68, 271-297. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.05.015>

Xu, S., Eisenhauer, N., Pellegrini, A.F.A., Wang, J., Certini, G., Guerra, C.A., Lai, D.Y.F., 2022. Fire frequency and type regulate the response of soil carbon cycling and storage to fire across soil depths and ecosystems: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 825, 153921. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153921>

Yang, X., Conacher, A., 2009. Guest Editors' Introduction. *Land Degradation and Rehabilitation in Ecologically Fragile Areas: Research Status and Perspectives*. *GEOGR RES* 47, 1-3. <https://doi.org/10.1111/j.1745-5871.2008.00562.x>

Yengoh, G.T., Dent, D., Olsson, L., Tengberg, A.E., III, C.J.T., 2015. Use of the Normalized Difference Vegetation Index, 1st ed. 2016 edition. ed. Springer.

Zelaya Wziątek, D., Terefenko, P., Kurylczyk, A., 2019. Multi-Temporal Cliff Erosion Analysis Using Airborne Laser Scanning Surveys. *Remote Sens.* 11, 2666. <https://doi.org/10.3390/rs11222666>

Zhang, Z.-Y., Qiang, F.-F., Liu, G.-Q., Liu, C.-H., Ai, N., 2023. Distribution characteristics of soil microbial communities and their responses to environmental factors in the sea buckthorn forest in the water-wind erosion crisscross region. *Front. Microbiol.* 13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1098952>

Zhao, C., Zhang, H., Wang, M., Jiang, H., Peng, J., Wang, Y., 2021. Impacts of climate change on wind erosion in Southern Africa between 1991 and 2015. *LAND DEGRAD DEV* 32, 2169-2182. <https://doi.org/10.1002/ldr.3895>

Zhu, Q., Chen, J., Charles P.-A., B., Sonnentag, O., Montagnani, L., O'Halloran, T.L., Scott, R.L., Forsythe, J., Song, B., Zou, H., Duan, M., Li, X., 2024. Albedo-Induced Global Warming Potential Following Disturbances in Global Temperate and Boreal Forests. *J. Geophys. Res.* 129, e2023JG007848. <https://doi.org/10.1029/2023JG007848>

Ziadat, F.M., Taimeh, A.Y., 2013. Effect of Rainfall Intensity, Slope, Land Use and Antecedent Soil Moisture on Soil Erosion in an Arid Environment. *Land Degrad. Dev.* 24, 582-590. <https://doi.org/10.1002/ldr.2239>

How to cite

13

Imbrenda, V., Adamo, M., Coluzzi, R., D'Emilio, M., Garnier, M., Samela, C., Simoniello, T., Tarantino, C., Lanfredi, M. 2024. "Siccità e Land Degradation", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 513-553. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/13>

Conclusioni

Gruppo di lavoro	Emanuele Romano
Siccità, scarsità	Simona Rossetti
e crisi idriche,	Maria Adamo
CNR-Dipartimento	Marco Berardi
scienze del sistema	Luca Brocca
terra e tecnologie	Fabrizio de Blasi
per l'ambiente:	Cristina Di Salvo
	Stefano Federico
	Christian Ferrarin
	Vito Imbrenda
	Marco Lauteri
	Matia Menichini
	Domenica Mosca Angelucci
	Fabrizio Stefani
	Ivan Portoghese

Nel momento in cui redigiamo queste note conclusive atte a delineare gli indirizzi strategici della ricerca tecnico-scientifica sulla risorsa acqua nei prossimi anni, percepiamo forte la responsabilità alla quale ci chiama la situazione contingente: nel mese di settembre 2024 la Sicilia si trova ad affrontare la peggior crisi idrica degli ultimi decenni; nel Centro-Sud Italia, Sardegna inclusa, la scarsità di precipitazioni autunnali e primaverili sta determinando un depauperamento progressivo di alcune fra le principali risorse idriche, cui i gestori e le amministrazioni regionali e locali faticano a far fronte. E se la situazione nel Nord Italia appare sotto controllo, è ancora ben viva la memoria della siccità cominciata nell'inverno 2021-2022 e dei conseguenti impatti socio-economici ed ecologici che si sono protratti fino alla primavera inoltrata del 2023.

Dunque: che fare? E quale può essere il ruolo della comunità tecnico-scientifica a supporto di una *governance* dell'acqua alla quale da un lato si chiedono risposte sul breve periodo per affrontare le situazioni di crisi attuali e dall'altro linee strategiche di lungo periodo che si dispieghino su orizzonti temporali di diversi anni, se non di decenni?

Nelle note che seguono cercheremo di tracciare la direzione di alcune linee di ricerca che, a nostro avviso, possono contribuire a fornire tali risposte.

Riteniamo, in prima istanza e sulla base dei risultati presentati lungo tutti i capitoli del presente volume, che una gestione sostenibile della risorsa idrica debba essere supportata da un approccio di tipo integrato e necessariamente multi-scala: infatti, soluzioni "locali", che interessino solo una parte del territorio, possono fornire risposte temporanee, magari efficaci, ma che possono avere ripercussioni talvolta negative alla scala

di bacino (e anche a scala più ampia: si pensi, ad esempio, a corpi idrici sotterranei la cui estensione è potenzialmente svincolata dal bacino idrografico). D'altra parte, soluzioni a scala di bacino possono dare l'illusione di trovare equilibri sostenibili in generale, ma che su porzioni più piccole di territorio possono impattare in maniera significativa le comunità e le economie locali. Allo stesso modo, analizzando la situazione in una prospettiva temporale, almeno in determinate situazioni è chiaro quali possono essere gli obiettivi di lungo periodo, anche e soprattutto tenendo conto dei vincoli e delle incertezze che il cambiamento climatico in atto impone; tuttavia, molto meno chiaro è il percorso verso un programma operativo che guidi la necessaria transizione nei prossimi anni. Quali risposte dare ai cittadini che già ora si trovano a subire gravi disservizi nell'erogazione dell'acqua potabile? E quali risposte dare a quei settori che con frequenza sempre crescente subiscono danni economici importanti legati alla carenza di acqua? Sul piano ecologico, allo stesso tempo, i segnali che indicano sofferenze ecosistemiche significative legate a condizioni di siccità sono sempre più frequenti e persistenti, ed evidenziano il ruolo dei fattori idrologici nel vanificare il raggiungimento degli obiettivi di qualità ecologica degli ecosistemi acquatici, che la normativa comunitaria impone. In tal senso, gli effetti sugli ecosistemi riconducibili a eventi siccitosi non possono e non devono essere in alcun modo ignorati. È doveroso anche tenere in debito conto che le evidenze di degrado del Territorio, specialmente in termini di produttività biologica dei suoli, sono legate solo in parte a fattori naturali, essendo attribuibile alle attività antropiche una parte significativa degli impatti diretti e indiretti.

Cercheremo, dunque, di dare qualche risposta "di sistema" nella nostra prospettiva di ricercatori, risposte elaborate sulla base del quadro presentato nei capitoli che compongono questo volume e in particolare modo delle "domande di ricerca" individuate. Queste, come evidenziato anche nell'Introduzione, fanno sostanzialmente riferimento a due tipologie di deficit:

deficit informativi – legati alla mancanza di dati già ora acquisibili con gli strumenti tecnico-scientifici disponibili, ma che non sono resi disponibili o per carenze nei flussi informativi (dati acquisiti ma di fatto non utilizzati) o perché legati alla mancata acquisizione dei dati stessi;

deficit conoscitivi – legati a una comprensione ancora parziale dei processi fisici così come degli assetti territoriali che determinano l'inizio di un evento siccitoso, il suo dispiegarsi nel tempo e nello spazio in termini di stato quantitativo dei corpi idrici superficiali e sotterranei, il suo impatto sui diversi settori di utilizzo e sugli ecosistemi, le conseguenze in termini di *land degradation*.

Riteniamo importante sottolineare il fatto che gli elementi riportati nel seguito, sia in relazione ai "deficit informativi" che in relazione ai "deficit conoscitivi", non sono da intendersi semplicemente come elementi di indirizzo per il mondo della ricerca, ma come "terreno di incontro" tra ricerca, istituzioni, stakeholder e cittadini per l'individuazione condivisa di strumenti di gestione della siccità e mitigazione degli impatti delle crisi idriche. È infatti evidente, sulla base degli elementi presentati in questo volume, come soluzioni operative efficaci debbano necessariamente essere attuate mediante l'azione sinergica di diversi interventi che favoriscano un aumento della resilienza dei sistemi di approvvigionamento idrico; tali interventi dovrebbero riguardare non solo la capacità di

immagazzinamento, ma anche la disponibilità di nuove risorse alternative, le modalità di gestione, le infrastrutture (in relazione sia alle perdite che alle interconnessioni), e, non ultima, la riduzione significativa delle idroesigenze e dei consumi. Similmente, non possono essere trascurate azioni e interventi volti al ripristino della naturale resistenza e resilienza degli ecosistemi acquatici, a tutto vantaggio non solo delle comunità biologiche che ne fanno parte, ma anche dell'erogazione dei servizi ecosistemici che da essi dipendono. Il tutto con l'obiettivo, non solo di evitare o ridurre gli impatti delle crisi idriche, ma anche di mantenere o ripristinare il "buono stato" dei corpi idrici superficiali e sotterranei, quale condizione necessaria per il mantenimento degli ecosistemi e di uno stato qualitativo delle acque adatto a soddisfare nel tempo gli usi antropici. La scelta della "combinazione ottimale" tra le tipologie di intervento menzionate prima dipende da una serie di fattori che si dispiegano su scale spaziali diverse, dalla scala locale alla scala di bacino (e talvolta anche superiore, ad esempio nel caso di acquiferi che si estendano al di sotto dello spartiacque di diversi bacini idrografici, o nel caso dei trasferimenti tra bacini idrografici). Per questo motivo nel seguito cercheremo di mettere in evidenza quali elementi debbano essere considerati per l'individuazione delle soluzioni più adatte al contesto territoriale di interesse, sia in una prospettiva di ricerca che in una prospettiva istituzionale di *governance*.

Deficit informativi

Il primo elemento da sottolineare nell'ambito dei "deficit informativi" è la mancanza di un unico database, pubblico e accessibile a livello nazionale, che raccolga in maniera sistematica, standardizzata e facilmente fruibile i dati meteo-idrologici raccolti dalle reti di monitoraggio già disponibili. Facciamo qui riferimento sia ai dati storici pregressi (quelli raccolti dal sistema idrografico nazionale e resi disponibili tramite gli annali), sia ai dati attualmente raccolti a livello regionale dai diversi enti preposti (Centri funzionali regionali, Agenzie regionali e provinciali per la protezione dell'ambiente). Tali dati dovrebbero essere integrati con i dati disponibili da satellite, in particolar modo con i dati del programma COPERNICUS, come ampiamente discusso nei paragrafi relativi al "monitoraggio" nei capitoli 4 (Il regime meteo-climatico), 5 (La criosfera), 6 (Il suolo e la zona insatura) e 7 (Acque superficiali e invasi).

Relativamente al monitoraggio delle acque superficiali, sebbene le reti idrometriche regionali siano diffuse e in generale complete per il monitoraggio dei livelli idrometrici in tempo quasi reale (quindi per scopi tipicamente di protezione civile), appare tuttavia carente il numero di stazioni in corrispondenza delle quali è disponibile una scala di deflusso aggiornata e affidabile, specie sul reticolo secondario. Questa mancanza pone limiti significativi nella definizione del bilancio idrologico e idrico alla scala di bacino e di sottobacino, limiti a cui non si può sopperire facendo ricorso a dati satellitari. Similmente, dal punto di vista ecologico il mancato monitoraggio del reticolo secondario trascura di fatto una quota significativa degli habitat disponibili per le biocenosi, che spesso trovano proprio nei piccoli corsi d'acqua la loro massima espressione in termini di biodiversità, come ad esempio negli ambiti agricoli pianiziali.

Ancora più carente appare in Italia il monitoraggio delle acque sotterranee, sia in termini di corpi idrici sotterranei effettivamente monitorati, sia in termini di disponibilità di serie storiche sufficientemente lunghe da consentire analisi statistiche per la caratte-

rizzazione di un fenomeno a lenta insorgenza e con tempi di ritorno di qualche anno quale la siccità (si veda a tal proposito il paragrafo "monitoraggio" nel Capitolo 8, Acque sotterranee). È questo un deficit informativo particolarmente significativo perché, se da un lato le acque sotterranee sono più resilienti rispetto alle acque superficiali a deficit pluviometrici prolungati, dall'altro hanno anche tempi di ricarica più lunghi, tempi che devono essere opportunamente valutati nella gestione delle risorse idriche sia in situazioni emergenziali che ordinarie. In questo contesto gli acquiferi costieri (e le acque di transizione in generale) necessitano di un'attenzione particolare in termini di monitoraggio quali-quantitativo in relazione al fenomeno dell'intrusione salina. L'effetto concomitante durante periodi siccitosi di una diminuzione della ricarica, di un aumento dei prelievi e dell'innalzamento del livello medio del mare rende gli acquiferi costieri particolarmente vulnerabili a deficit pluviometrici prolungati, specie se associati a temperature elevate (si veda il Capitolo 9, Interazione acque continentali – acque marine). Occorre infine sottolineare che attualmente il monitoraggio da satellite delle acque sotterranee (ad esempio con metodi gravimetrici) è ancora allo stato embrionale e non offre la risoluzione spaziale e temporale necessaria per una robusta caratterizzazione dello stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei e della loro evoluzione nel tempo.

In relazione alle acque sotterranee, riteniamo fondamentale porre grande attenzione alla caratterizzazione dei corpi idrici sotterranei (specie quelli profondi) ancora poco conosciuti. Questi, seppure talvolta ospitano acque fossili, possono costituire una valida alternativa soprattutto come risorse di emergenza in caso di crisi idriche. In questo contesto, anche l'esplorazione di acquiferi *off-shore* (si veda a tal proposito il Capitolo 8, Acque sotterranee) appare una linea di ricerca promettente per la caratterizzazione di possibili risorse alternative a quelle convenzionali.

Tra i "deficit informativi", un discorso a parte merita il monitoraggio degli utilizzi idrici, fondamentale ai fini di una caratterizzazione attendibile dell'evoluzione nel tempo del bilancio idrologico e del bilancio idrico. Infatti, se da un lato l'uso civile appare sufficientemente monitorato (paragrafo 11.2), specie mediante il "Censimento delle acque per uso civile" effettuato dall'Istituto nazionale di statistica, i volumi idrici prelevati e/o utilizzati per usi agricoli (sia irrigui che a scopo zootecnico, paragrafo 11.3) e industriali (paragrafo 11.4) sono in generale oggetto di stima e non di misura diretta, soprattutto a causa dell'ampia diffusione di captazioni in autoapprovvigionamento (e in special modo in relazione alla captazione di acque sotterranee). Sia in condizioni ordinarie che di crisi idrica, risulta quindi particolarmente complesso, nella stima del bilancio idrico alle diverse scale spaziali e temporali di interesse, disporre di informazioni tempestive allo scopo di determinare l'evoluzione nel tempo dei volumi captati per gli utilizzi prima citati, anche in mancanza di un obbligo di misurazione al punto di captazione. Riteniamo, questo, un *vulnus* particolarmente rilevante sia da un punto di vista tecnico-scientifico, perché introduce un'incertezza significativa nella determinazione delle componenti del bilancio idrico, sia dal punto di vista di una *governance* efficiente delle risorse perché non permette di avere quadro attendibile delle pressioni sui corpi idrici superficiali e sotterranei.

Riteniamo, inoltre, che in tale contesto dovrebbero essere inquadrate tutte le valutazioni sull'opportunità e l'efficacia del ricorso a "risorse idriche non convenzionali", valutazioni che devono prendere necessariamente in considerazione il bilancio idrico sia alla scala locale che alla scala di bacino. A titolo di esempio ricordiamo qui alcune

valutazioni esposte nel Capitolo 10 (Risorse idriche non convenzionali) in merito al riutilizzo irriguo delle acque reflue depurate: a tale utilizzo, infatti, corrisponde spesso un mancato apporto della stessa risorsa al deflusso dei corpi idrici superficiali (poiché gli scarichi di acque reflue depurate contribuiscono a sostenere il Deflusso Ecologico dei corpi idrici superficiali nei periodi di magra). È evidente, dunque, come deficit informativi che determinano una incerta definizione del bilancio idrico (a partire dalla stima delle pressioni) possono limitare o rendere inefficaci strategie di adattamento sul breve, medio e lungo periodo.

Deficit conoscitivi

Come evidenziato anche nell'Introduzione al presente volume, per inquadrare correttamente le problematiche connesse agli eventi siccitosi è importante identificare e quantificare non solo le forzanti meteo-climatiche che caratterizzano il fenomeno, ma anche: i) i processi che guidano l'evoluzione nello spazio e nel tempo dei deficit pluviometrici persistenti, per determinare la disponibilità di risorse idriche su diversi orizzonti temporali (dai giorni ai decenni); ii) i prelievi antropici; iii) l'impatto conseguente in termini di scarsità e di potenziale innesco di crisi idriche, nonché di danni, permanenti o meno, agli ecosistemi e più in generale al territorio.

Senza alcuna pretesa di essere esaustivi, riteniamo che i capitoli tecnici che compongono il presente volume, dal regime meteo-climatico (Capitolo 4) fino alla *land degradation* (Capitolo 13), abbiano messo in evidenza alcuni "deficit conoscitivi" verso cui il mondo della ricerca dovrebbe indirizzare i propri sforzi per poter fornire risposte operative, sia in termini di caratterizzazione degli eventi siccitosi, per una miglior definizione del bilancio idrologico e idrico, sia in termini di *governance* dell'acqua a breve termine (gestione delle emergenze) e a medio-lungo termine (scelte strategiche di adattamento).

Previsioni *Subseasonal to Seasonal* (S2S). Sono le previsioni meteo-climatiche che coprono l'orizzonte temporale superiore alle due settimane e inferiore ai due mesi. È, questa, la scala temporale tipica di eventi emergenziali quali le crisi idriche. Attualmente tali previsioni hanno un'affidabilità piuttosto limitata e non permettono di ridurre l'incertezza nella catena modellistica per la previsione degli impatti a breve termine (cioè, sull'orizzonte temporale di qualche mese). Una riduzione significativa dell'incertezza connessa con tale tipo di previsioni permetterebbe di ottenere informazioni utili per le scelte operative da effettuarsi in condizioni di scarsità idrica, in special modo durante la stagione irrigua.

Scenari climatici. Gli attuali modelli di circolazione globale, utilizzati per sviluppare futuri scenari climatici, seppur indichino in maniera univoca per l'area mediterranea un aumento degli eventi siccitosi in termini di frequenza, intensità e durata, hanno tuttavia un elevato livello di incertezza. Ciononostante, ci sembra importante sottolineare qui l'elemento relativo al possibile aumento della durata degli eventi siccitosi. Questo parametro è infatti fondamentale per sviluppare corrette strategie di adattamento, sia in termini di valutazione degli impatti, sia in termini di resilienza dei sistemi di approvvigionamento idrico e degli ecosistemi. A tal proposito, è importante sottolineare il fatto che in Italia il complesso degli effetti di eventi siccitosi che si protraggano per due (o più) anni idrologici consecutivi è sostanzialmente sconosciuto.

Il ruolo della criosfera. Una parte significativa del deflusso superficiale nei bacini del Nord Italia (e, seppur parzialmente, anche del Centro e Sud Italia) è sostenuto dalla fusione dei ghiacciai e del manto nevoso stagionale, che a sua volta è determinato sostanzialmente dalla variabilità termo-pluviometrica. Allo stato attuale esiste una significativa incertezza sul contributo relativo che le diverse componenti della criosfera hanno sui deflussi superficiali. Di conseguenza, esiste una significativa incertezza sull'impatto che i cambiamenti climatici in atto hanno sulla dinamica futura della criosfera, sia in termini quantitativi assoluti, sia in termini di dinamica temporale alla scala stagionale (ad esempio a causa dell'innalzamento quota-neve o dell'anticipo della stagione di fusione), sia sul lungo periodo (ad esempio sulla dinamica della fusione dei ghiacciai e sul relativo contributo al deflusso superficiale).

Il ruolo degli invasi. È indubbio il ruolo che gli invasi artificiali hanno nel garantire l'approvvigionamento idrico specie nel Sud Italia, in Sicilia e in Sardegna. Altrettanto indubbio è l'impatto negativo che le opere di immagazzinamento delle acque superficiali hanno sugli ecosistemi, non solo quando non è rispettato il Deflusso Ecologico in fase di esercizio, ma anche nella intrinseca interruzione della continuità longitudinale e durante le operazioni di svasamento periodiche. Circa la progettazione di nuove opere per l'immagazzinamento come strategia di adattamento ai cambiamenti climatici, crediamo sia importante in questo capitolo conclusivo fornire semplicemente alcuni elementi per un corretto inquadramento della problematica: i) l'utilità o meno di un invaso per l'immagazzinamento di acque superficiali va sempre valutata alla scala locale. Peraltro, gli effetti sugli ecosistemi possono travalicare quella scala, e ripercuotersi poi a valle anche sui bacini riceventi. Di conseguenza, riteniamo che dare un indirizzo generale sia inutile, se non controproducente; ii) per ogni opera in progettazione occorre definire in maniera univoca gli scenari futuri (seppure incerti): un invaso serve per "superare" il periodo di deficit. Ma per quanto tempo ci aspettiamo che si protragga il periodo di deficit? Si vogliono fronteggiare crisi idriche della durata di 6 mesi, 1 anno, 2 anni o più? iii) i dati osservativi mostrano una (debole) tendenza a un aumento degli eventi pluviometrici estremi. Da qui la soluzione (in verità piuttosto giornalistica) di "invasare le bombe d'acqua". Occorre in realtà valutare con attenzione l'incremento dell'occorrenza in frequenza di eventi pluviometrici estremi in una determinata zona e, in particolar modo, i relativi tempi di ritorno. Se eventi sopra una determinata soglia passano da tempi di ritorno dell'ordine dei 50 anni a tempi di ritorno dell'ordine dei 20 anni, la costruzione di invasi artificiali rischia di diventare sostanzialmente inutile rispetto ai tempi di ritorno (e alle durate) caratteristiche degli eventi siccitosi; iv) come menzionato nel Capitolo 8 (Acque sotterranee) riteniamo opportuno esplorare anche tecniche di stoccaggio sotterraneo (ad esempio, ricarica artificiale degli acquiferi o dighe sotterranee), ovvero interventi di dimensione minore rispetto ai grandi invasi, quindi di impatto ridotto, ma potenzialmente diffusi sul territorio, e quindi comunque efficaci. Agli elementi prima riportati, occorre aggiungere un'attenta valutazione sul lungo periodo dell'impatto sugli ecosistemi e delle conseguenze in termini di *land degradation*. A titolo di esempio, ferma restando l'alterazione cronica della continuità longitudinale, la gestione dei rilasci da un invaso, sia nei minimi, ma anche nei massimi valori, può creare eventi perturbativi nei tratti fluviali sottesi con frequenza ben superiore ai tempi stessi di recupero, parametro che la presenza dell'invaso stesso va sovente a incrementare. È importante sottolineare il fatto che tali elementi (come evidenziato nei capitoli 12, Siccità ed ecosistemi e 13, *Siccità e Land Degradation*) sono strettamente connessi con la reale disponibilità di risorsa idrica

anche per usi antropici, dal momento che un depauperamento qualitativo dell'acqua, inteso come scadimento del servizio ecosistemico fornito, determina una indisponibilità per diversi utilizzi, da quello idropotabile a quello irriguo.

Il ruolo delle acque sotterranee. È già stata evidenziata nel paragrafo precedente relativo ai “deficit informativi”, la necessità di intensificare la ricerca sulla caratterizzazione dei corpi idrici sotterranei (sia *on-shore* che *off-shore*) nel contesto dello sviluppo di strategie di adattamento al cambiamento climatico. Nell'ambito dei “deficit conoscitivi” in relazione alle acque sotterranee, riteniamo di fondamentale importanza indirizzare la ricerca scientifica verso una migliore comprensione degli elementi di non-linearità che caratterizzano tre processi fondamentali che governano, fra gli altri, la dinamica degli acquiferi: i) l'interazione suolo-vegetazione-atmosfera, che guida i processi evapotraspirativi (con conseguenze significative anche sui fabbisogni irrigui) e i conseguenti processi di ripartizione tra deflusso superficiale e ricarica ai corpi idrici sotterranei); ii) l'infiltrazione profonda che alimenta i corpi idrici sotterranei e i relativi tempi di ricarica dipendono in maniera significativa dal contenuto idrico della zona non satura, quest'ultimo responsabile della velocità di recupero di un acquifero dopo eventi siccitosi protratti nel tempo; iii) l'interazione acque superficiali – acque sotterranee, che governa in molti bacini il deflusso superficiale in condizioni di magra (e dunque particolarmente importante durante gli eventi siccitosi).

Gli utilizzi idrici. Rispetto al complesso tema degli utilizzi idrici nei differenti comparti, è evidente che, in vari distretti idrografici del Paese, l'allocazione delle risorse in termini volumetrici si sta avvicinando sempre più alle disponibilità idriche superficiali e sotterranee. Per tale ragione, è emersa la necessità di procedere a una valutazione del grado di utilizzo complessivo delle risorse idriche disponibili, arrivando a quantificare, a differenti scale territoriali, il margine rispetto alle condizioni di “chiusura del bilancio idrico” (*basin closure*). L'attuale sfida per la gestione delle acque, soprattutto in agricoltura, è quindi quella di incrementare la produttività dell'acqua in bacini già in condizioni di stress, mentre negli altri bacini è necessario un controllo molto più rigoroso sia dei consumi idrici (contabilità idrica, *water accounting* nella letteratura scientifica) che dello sviluppo di nuove infrastrutture da parte dei decisori e della società civile, tutto ciò al fine di evitare un impiego eccessivo di risorse idriche (*over-allocation*). Lo sviluppo di metodologie condivise per il *water accounting* è dunque cruciale e deve basarsi sulla valutazione sistematica e il monitoraggio dello stato e le tendenze dell'approvvigionamento idrico, della domanda idrica, dell'accessibilità e dell'uso nel tempo e nello spazio all'interno di bacini/distretti e con standard specifici, oggettivi e accessibili ai vari attori della gestione idrica e della società civile. Il *water accounting*, così definito, dovrebbe fungere da base per un processo decisionale fondato su elementi quantitativi ed è pertanto rilevante per lo sviluppo delle politiche e per la pianificazione delle risorse idriche.

Gemelli digitali. Nell'ambito degli strumenti che possano favorire processi decisionali fondati su elementi quantitativi, di particolare interesse sono i cosiddetti “gemelli digitali” (*digital twin*), cioè sistemi capaci di riprodurre il comportamento di un intero bacino idrografico da monte a mare con un elevato livello di dettaglio e accuratezza. L'utilizzo di tali strumenti, se debitamente alimentati con dati affidabili e rappresentativi di tutte le forzanti che concorrono a determinare il bilancio idrico alle diverse scale spaziali e temporali di interesse, consente infatti di valutare la risposta dei sistemi all'occorrenza

di eventi di stress, come gli eventi siccitosi e le crisi idriche associate, permettendo quindi anche di testare le possibili opzioni per la mitigazione degli impatti di tali eventi (scenari *what-if*).

Da questo breve riepilogo, oltre agli indirizzi strategici per la ricerca, emerge chiaramente come la mitigazione degli impatti della siccità e l'individuazione di strategie di adattamento necessitino di un approccio multidisciplinare a tutti i livelli, da quello scientifico, a quello istituzionale, senza trascurare il ruolo della società civile e degli utilizzatori finali della risorsa. Lo spostamento dalla gestione emergenziale delle crisi idriche (approccio reattivo) alla gestione del rischio di siccità, mediante strategie di sistema ispirate alla prevenzione degli impatti e alla maggiore resilienza dei comparti produttivi a condizioni di deficit idrico (approccio proattivo o preventivo), non può che essere un processo complesso che richiederà un notevole impegno di energie sul piano tecnico, economico e politico, il cui esito positivo dipende dal confronto continuo con gli utilizzatori della risorsa. Un esempio in tal senso sono i “Piani di gestione della siccità” (*Drought Management Plans*) richiesti dalla Commissione europea come azione prioritaria per ridurre gli impatti degli eventi siccitosi, anche nella prospettiva del cambiamento climatico. Tali Piani, spesso redatti come piani stralcio del Piano del Bilancio idrico del distretto idrografico, dovrebbero superare la connotazione di mere linee guida per il monitoraggio idrologico dello stato quantitativo, per divenire strumenti operativi, condivisi a livello interistituzionale, per la pianificazione partecipata di soluzioni integrate contro i danni da siccità.

Il presente volume, redatto da ricercatrici e ricercatori con diversi background e diverse competenze, ha cercato di offrire un contributo scientificamente aggiornato e operativamente plausibile all'individuazione di interventi di breve, medio e lungo periodo volti all'incremento della resilienza dei sistemi di approvvigionamento idrico a condizioni di siccità e scarsità idrica nell'ambito più ampio del mantenimento e, ove necessario, ripristino del buono stato dei corpi idrici superficiali e sotterranei.

Speriamo di esserci riusciti.

How to cite

Romano, E., Rossetti, S., Adamo, M., Berardi, M., Brocca, L., de Blasi, F., Di Salvo, C., Federico, S., Ferrarin, C., Imbrenda, V., Lauteri, M., Menichini, M., Mosca Angelucci, D., Stefani, F., Portoghese, I. 2024. “Conclusioni”, in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 554-561 Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/conclusioni>



Ringraziamenti

Desideriamo innanzitutto ringraziare sentitamente il precedente Direttore del Dipartimento di scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente del Cnr, Fabio Trincardi, che ha dato l'avvio alle attività del Gruppo di lavoro "Siccità, scarsità e crisi idriche" e l'attuale Direttore, Francesco Petracchini, che ne ha sostenuto fin da subito l'azione, facendosi promotore in prima persona della Collana Habitat Signa, di cui questo volume costituisce la prima uscita. Senza il forte e determinato sostegno del Dipartimento, cui anche noi afferiamo, questo lavoro non avrebbe mai visto la luce.

Entrando più nel merito degli argomenti trattati nel volume, ci siamo chiesti se fare un lungo elenco di ringraziamenti, con il rischio di dimenticare qualcuno. Ci sembra in realtà più utile e più significativo ringraziare tutte le Istituzioni e gli Enti che, collaborando a vario titolo con gli Autori in numerose attività congiunte di ricerca e supporto tecnico, hanno reso possibile, con la loro competenza ed esperienza, la rappresentazione su tutto il territorio italiano di un fenomeno complesso quale la siccità e gli impatti che ne derivano a livello socio-economico, sul territorio e sugli ecosistemi. Forse è proprio questa interazione tra mondo della ricerca e attori istituzionali che ha permesso di fare emergere in maniera fruttuosa le principali criticità del "problema acqua" e alcune possibili soluzioni. Da questo punto di vista, ci sembra di poter dire che questo volume non sia stato scritto solo dagli Autori (che pure sono tantissimi, quasi cento), ma da tutte le colleghe e i colleghi appartenenti ai più svariati Enti con i quali in questi anni abbiamo quotidianamente interagito, con l'impegno e la consapevolezza che derivano dal considerare l'acqua davvero un "bene comune", prezioso e finito.

Emanuele Romano e Ivan Portoghese

Emanuele Romano è ricercatore presso l'Istituto di ricerca sulle acque del CNR. Laureato in Fisica presso l'Università degli studi di Milano, ha conseguito il Dottorato di ricerca in Scienze della terra, svolgendo parte dell'attività presso l'École des Mines di Parigi. Autore di più di cinquanta pubblicazioni scientifiche, negli ultimi anni ha focalizzato le proprie ricerche sulla valutazione degli impatti dei cambiamenti climatici sulle risorse idriche e sui sistemi di approvvigionamento, con particolare riferimento agli eventi siccitosi. Membro della Commissione grandi rischi del Dipartimento della protezione civile, settore "Rischio da incendi boschivi e da deficit idrico" dal 2023, collabora con numerosi enti pubblici (Ministero dell'ambiente, ISPRA, Istat, Autorità di distretto) e gestori del servizio idrico integrato.

Ivan Portoghese è ricercatore presso l'Istituto di ricerca sulle acque del CNR. Laureato in Ingegneria civile presso il Politecnico di Bari, ha conseguito un Dottorato di ricerca in Idrologia sviluppando modelli matematici per la caratterizzazione dei bacini idrografici soggetti a forte variabilità climatica stagionale e inter-annuale. Negli ultimi anni si è occupato dello sviluppo e validazione di metodi e strumenti per la pianificazione e la gestione delle risorse idriche pubblicando numerosi articoli scientifici su varie riviste internazionali. È inoltre coinvolto nello sviluppo di studi e di politiche per la gestione sostenibile delle risorse idriche a supporto di istituzioni ed enti operanti nel settore.

Sempre più spesso i mezzi di comunicazione riportano eventi di siccità sul territorio italiano con impatti drammatici sulla popolazione e sugli ecosistemi.

L'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Forum scientifico intergovernativo sul cambiamento climatico istituito presso le Nazioni Unite, da tempo segnala l'intensificarsi di tali fenomeni nell'area mediterranea a seguito del cambiamento climatico.

Che fare? E quale può essere il ruolo della comunità scientifica a supporto di una *governance* dell'acqua? Il presente volume, redatto dal Gruppo di lavoro "Siccità, scarsità e crisi idriche" del Dipartimento di scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente del CNR, con il supporto di altre Istituzioni (Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale, Dipartimento della protezione civile, Struttura commissariale per l'adozione di interventi urgenti connessi al fenomeno della scarsità idrica), ha visto il coinvolgimento di quasi cento ricercatrici e ricercatori che hanno tentato di dare risposta a tali quesiti fornendo elementi tecnico-scientifici a supporto di tutti i soggetti che, con diversi ruoli, contribuiscono alla *governance* dell'acqua.

