

# 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](http://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](http://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**



# 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 geoingegneria (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

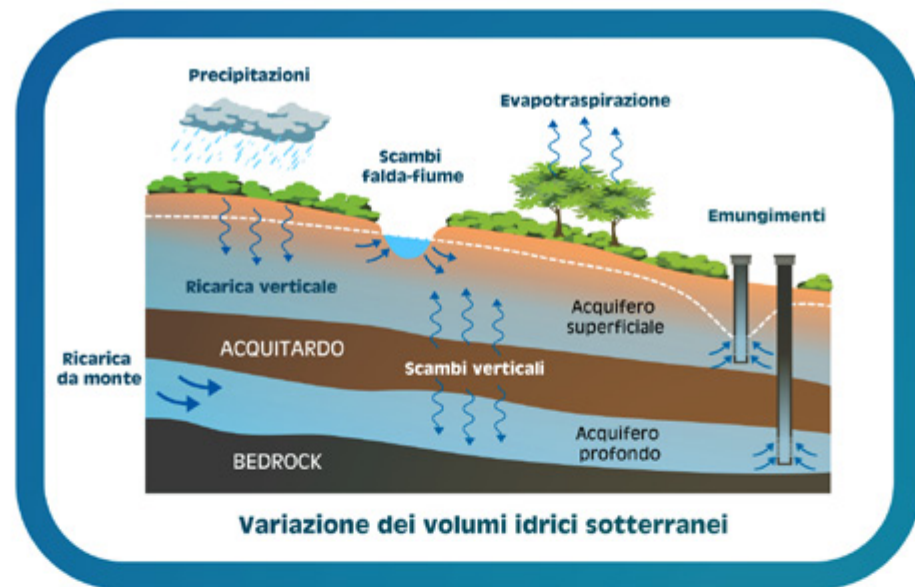
**Siccità e Land Degradation**

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

[554](#)

**Conclusioni**





**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 sotterrane

**Curatrici**

**Cristina di Salvo**  
CNR  
Istituto di geologia ambientale  
e geingegneria

**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 sotterrane

|       |   |                     |
|-------|---|---------------------|
| 8.1   | <b>Introduzione</b>   | <a href="#">269</a> |
| 8.2   | <b>Riferimenti normativi</b>  | <a href="#">275</a> |
| 8.3   | <b>Monitoraggio</b>   | <a href="#">279</a> |
| 8.3.1 | Strumenti e parametri per il monitoraggio quantitativo delle acque sotterrane                                     | <a href="#">279</a> |
| 8.3.2 | Il monitoraggio degli effetti della siccità idrologica  | <a href="#">284</a> |
| 8.4   | <b>Regime progresso e stato attuale</b>   | <a href="#">285</a> |
| 8.4.1 | Tendenze osservate dello stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei  | <a href="#">285</a> |
| 8.4.2 | Valutazione dello stato quantitativo della risorsa attraverso il rilievo di dati geodetici                        | <a href="#">286</a> |
| 8.4.3 | Valutazione dello stato quantitativo della risorsa a livello nazionale in ottemperanza alle direttive comunitarie | <a href="#">288</a> |
| 8.5   | <b>Impatti del cambiamento climatico sulle acque sotterrane</b>   | <a href="#">292</a> |
| 8.5.1 | Impatti del cambiamento climatico sul decremento di volume immagazzinato negli acquiferi                          | <a href="#">293</a> |
| 8.5.2 | Impatti del cambiamento climatico sull'interazione acque superficiali-sotterrane                                  | <a href="#">294</a> |
| 8.6   | <b>Strumenti modellistici di analisi e previsionali</b>   | <a href="#">295</a> |
| 8.6.1 | Il modello concettuale  | <a href="#">295</a> |
| 8.6.2 | Il calcolo delle componenti del bilancio  | <a href="#">297</a> |
| 8.6.3 | Modellistica matematica delle acque sotterrane  | <a href="#">299</a> |
| 8.7   | <b>Impatti dello stato quantitativo sulle caratteristiche qualitative</b>   | <a href="#">302</a> |
| 8.8   | <b>Le domande di ricerca</b>  | <a href="#">306</a> |
| 8.8.1 | Principali deficit informativi e difficoltà inerenti al calcolo dei termini del bilancio                          | <a href="#">306</a> |
| 8.8.2 | Modalità alternative di approvvigionamento idrico sotterraneo   | <a href="#">307</a> |
| 8.9   | <b>Referenze bibliografiche</b>   | <a href="#">312</a> |



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; Diodato 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.

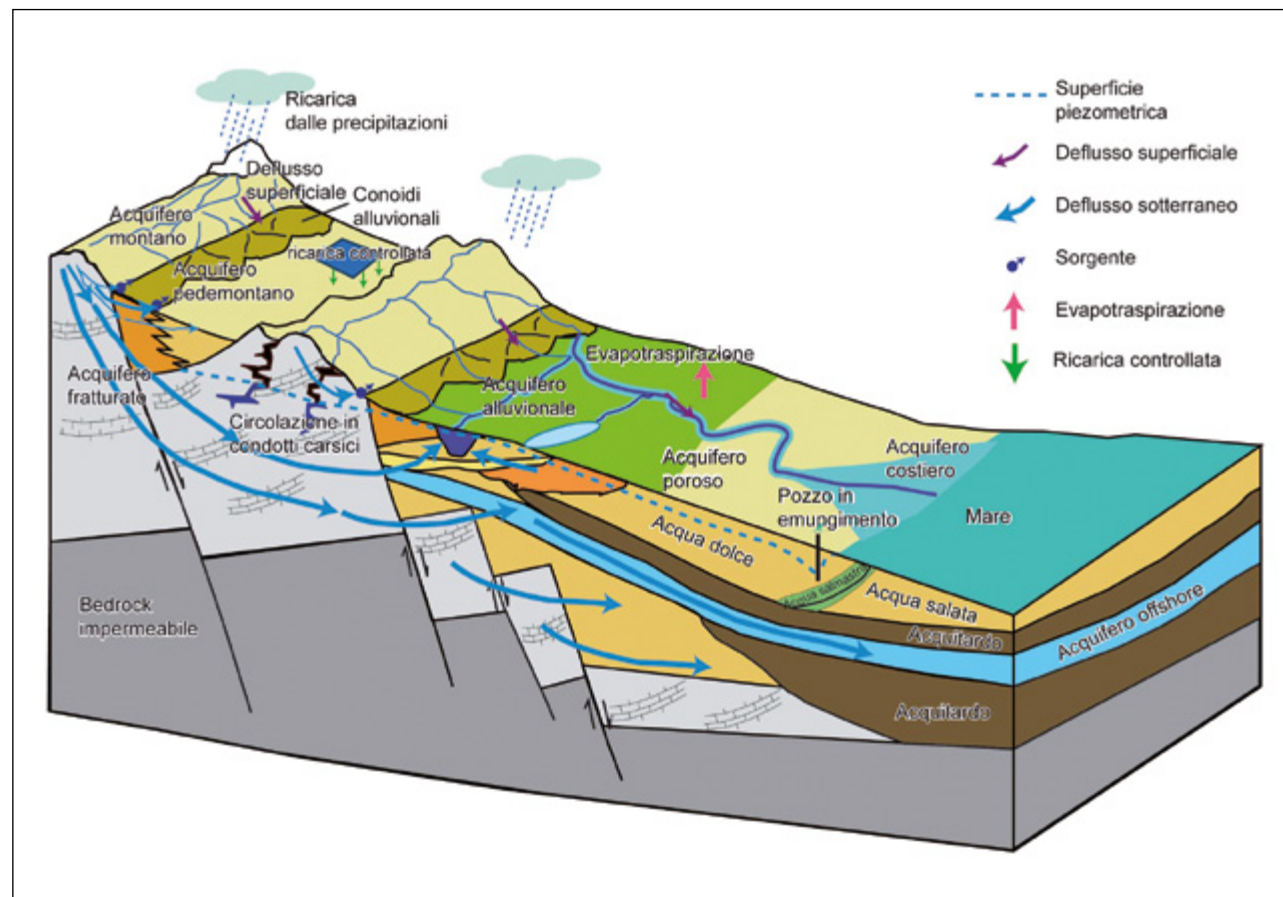
Il corpo idrico è inoltre, caratterizzato da (i) un'area di ricarica (la superficie attraverso la quale gli afflussi meteorici alimentano l'acquifero); (ii) punti di recapito delle acque sotterranee (sorgenti puntuali, localizzate in aree definite, e sorgenti lineari, ovvero i contributi delle acque sotterranee lungo determinati tratti dei corsi d'acqua drenanti o settori costieri); (iii) direzioni di deflusso sotterraneo delle acque (direzione 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).

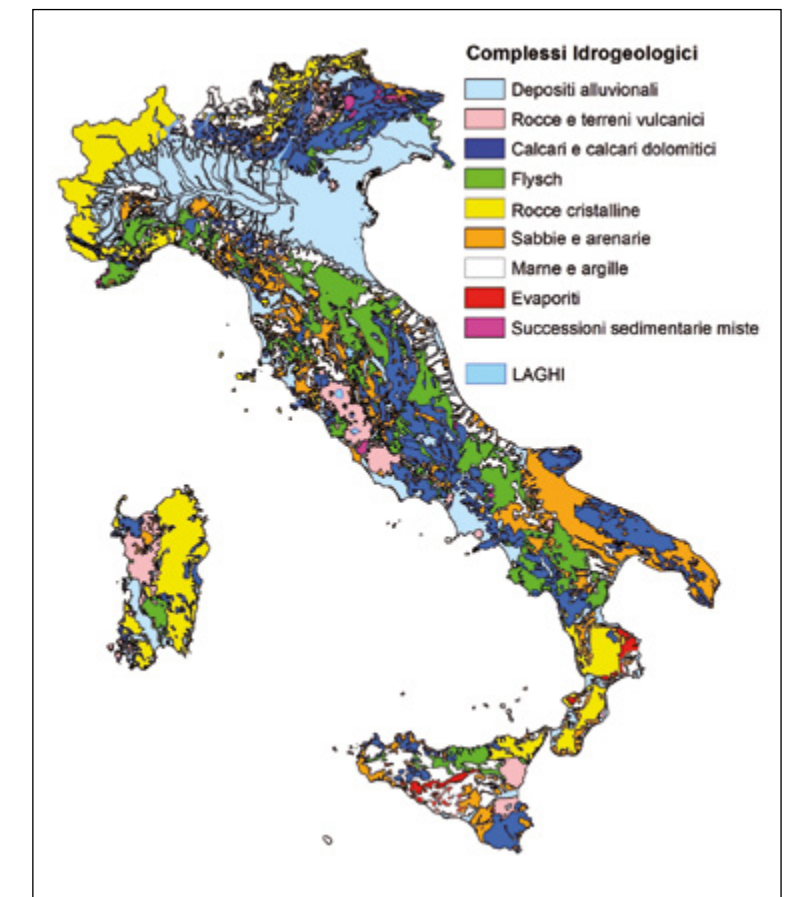
Per definire il modello concettuale di un sistema acquifero, oltre che per effettuare stime di bilancio, sono indispensabili reti di monitoraggio quantitativo e qualitativo delle acque superficiali e sotterranee, opportunamente distribuite sul territorio di interesse. I dati di monitoraggio sono necessari, 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

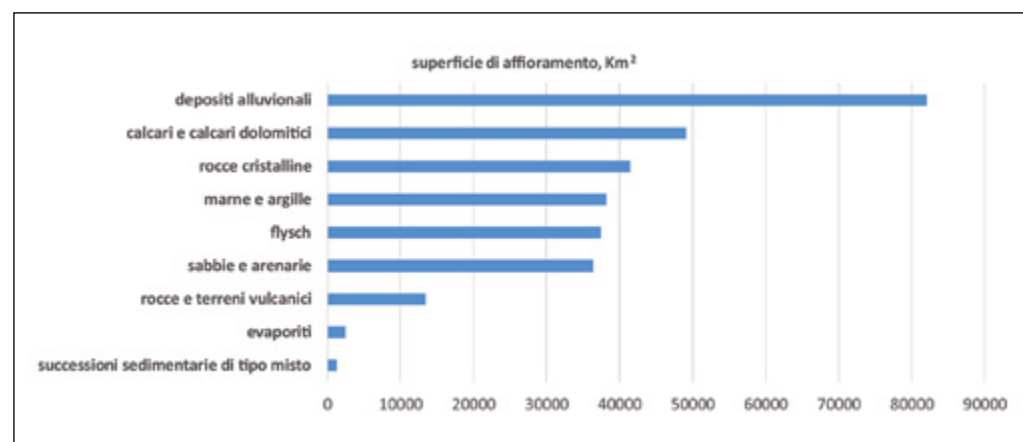
**Figura 8.1**  
Schema concettuale della circolazione idrica sotterranea.



**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 km<sup>2</sup> (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 <sup>2</sup> ) |
|---|--|---|
| <b>Complesso dei depositi alluvionali</b>                     | 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. | <b>82 031.8</b>                               |
| <b>Complesso delle rocce calcaree e calcareo-dolomitiche</b>  | 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.   | <b>49 137.8</b>                               |
| <b>Complesso delle rocce cristalline</b>                      | 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.   | <b>41 468.1</b>                               |
| <b>Complesso delle marne e delle argille</b>                  | È considerato un complesso a bassa permeabilità e, dunque, con funzione di acquiclude.   | <b>38 134.9</b>                               |
| <b>Complesso dei flysch</b>                                   | 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.  | <b>37 455.6</b>                               |
| <b>Complesso delle sabbie</b>                                 | 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.   | <b>36 373.0</b>                               |
| <b>Complesso delle rocce e terreni vulcanici</b>              | 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).  | <b>13 499.5</b>                               |
| <b>Complesso evaporitico</b>                                  | È considerato un complesso a bassa permeabilità; può avere importanza locale quando alternato ad altre litologie.  | <b>2 443.8</b>                                |
| <b>Complesso delle successioni sedimentarie di tipo misto</b> | È sede di acquiferi di importanza locale laddove prevalgono i litotipi più permeabili.   | <b>1 273.5</b>                                |

#### 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'approvvigiona-

mento 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"> <li>• impedire il conseguimento degli obiettivi ecologici specificati per le acque superficiali connesse;</li> <li>• comportare un deterioramento significativo della qualità di tali acque;</li> <li>• recare danni significativi agli ecosistemi terrestri direttamente dipendenti dal corpo idrico sotterraneo.</li> </ul> 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.

**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           |

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

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](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 m<sup>3</sup> 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 Km<sup>2</sup> (Jacob et al., 2008).
- interferometria satellitare: sono utilizzate su bacini nell'ordine della decina di Km<sup>2</sup> (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 km<sup>2</sup> (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 km<sup>2</sup> (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  $-1.12 \times 10^{14}$  kg e  $-1.45 \times 10^{12}$  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 km<sup>2</sup>.

**Tabella 8.4**  
Piani di gestione vigenti  
(fonte: MASE)

|  |   |
|--|---|
| <b>Distretto delle Alpi Orientali</b>          | Piano di gestione del distretto idrografico delle Alpi Orientali 2021-2027<br>( <a href="https://distrettoalpiorientali.it/piano-gestione-acque/piano-gestione-acque-2021-2027/">https://distrettoalpiorientali.it/piano-gestione-acque/piano-gestione-acque-2021-2027/</a> )   |
| <b>Distretto del Fiume Po</b>                  | Piano di gestione del distretto idrografico del Fiume Po<br>( <a href="https://pianoacque.adbpo.it/piano-di-gestione-2021/">https://pianoacque.adbpo.it/piano-di-gestione-2021/</a> )   |
| <b>Distretto dell'Appennino Settentrionale</b> | Piano di gestione del distretto idrografico dell'Appennino Settentrionale 2021-2017<br>( <a href="https://www.appenninoseptentrionale.it/it/?page_id=2904">https://www.appenninoseptentrionale.it/it/?page_id=2904</a> )  |
| <b>Distretto dell'Appennino Centrale</b>       | Piano di gestione del distretto idrografico dell'Appennino Centrale 2021<br>( <a href="https://aubac.it/piani-di-bacino/piano-di-gestione-delle-acque">https://aubac.it/piani-di-bacino/piano-di-gestione-delle-acque</a> )   |
| <b>Distretto dell'Appennino Meridionale</b>    | Piano di gestione del distretto idrografico dell'Appennino Meridionale<br>( <a href="https://www.distrettoappenninomeridionale.it/piano-di-bacino-distrettuale/">https://www.distrettoappenninomeridionale.it/piano-di-bacino-distrettuale/</a> )   |
| <b>Distretto della Sardegna</b>                | Piano di gestione Regione Autonoma Sardegna 2021<br>( <a href="https://pianogestionedistrettoidrografico.regione.sardegna.it/">https://pianogestionedistrettoidrografico.regione.sardegna.it/</a> )   |
| <b>Distretto della Sicilia</b>                 | Piano di gestione Regione autonoma Sicilia 2021-2027<br>( <a href="https://www.regione.sicilia.it/istituzioni/regione/strutture-regionali/presidenza-regione/autorita-bacino-distretto-idrografico-sicilia/pianificazione/piano-di-gestione-direttiva-2000-60/ciclo3">https://www.regione.sicilia.it/istituzioni/regione/strutture-regionali/presidenza-regione/autorita-bacino-distretto-idrografico-sicilia/pianificazione/piano-di-gestione-direttiva-2000-60/ciclo3</a> ) |

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](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/](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/](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](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](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](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 pianure costiere (Antonioni et al., 2017). Le pianure 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 opere 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 regolazione 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;

nel 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  $0.3 \pm 0.07$  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,  $\Delta S$  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 m<sup>2</sup>), 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 ( $\Delta V$ ,  $Q_{in}$ ,  $Q_{out}$ ,  $W$ ), 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).

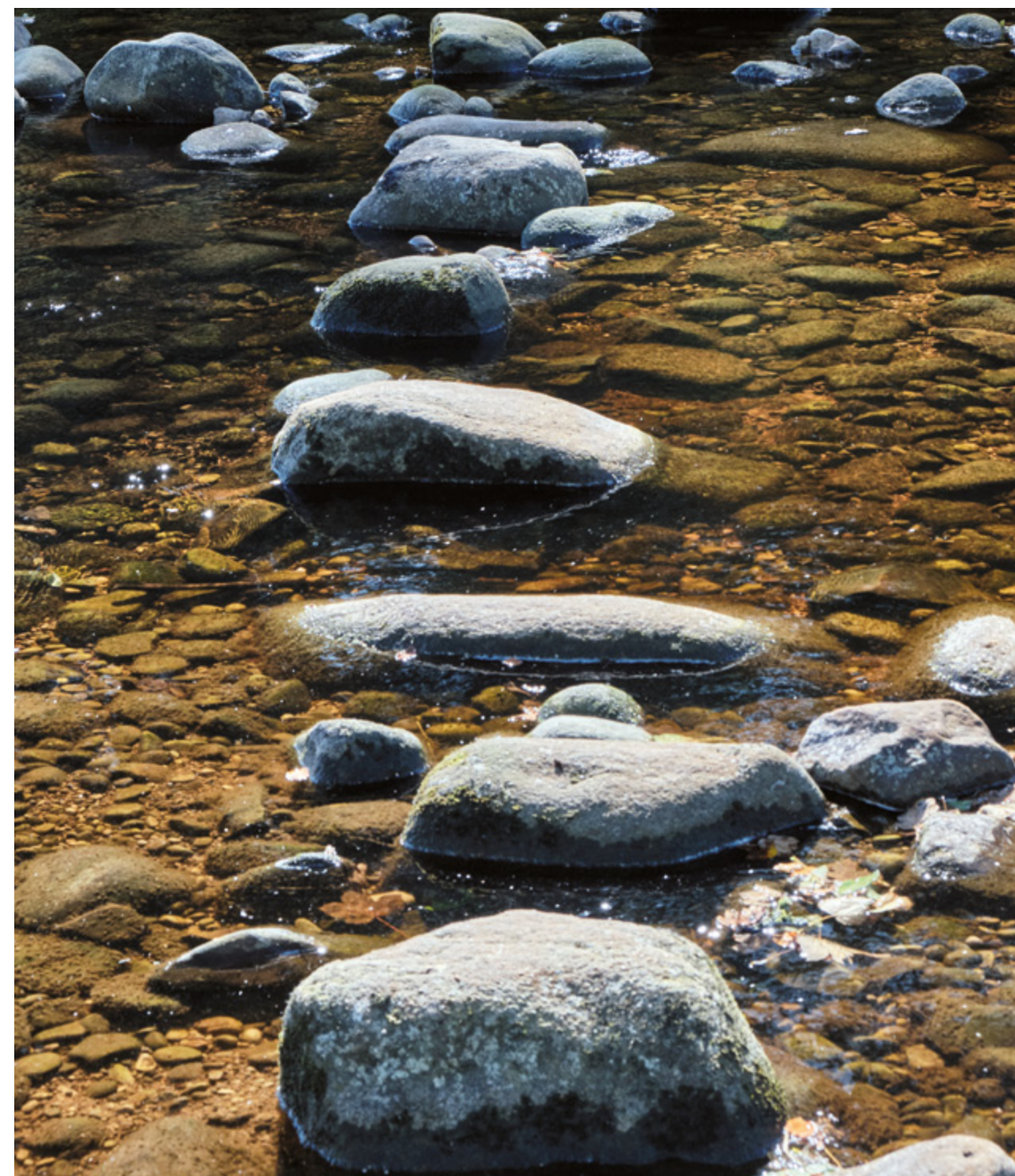
Quale che sia l'approccio scelto, è importante che l'incertezza associata ai risultati di un modello sia valutata in termini numerici, stimandone il possibile intervallo (Romano et al., 2021). L'analisi di sensibilità consiste nel quantificare l'incertezza nella stima di ciascuno dei parametri idrogeologici 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 Binvelei, 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").

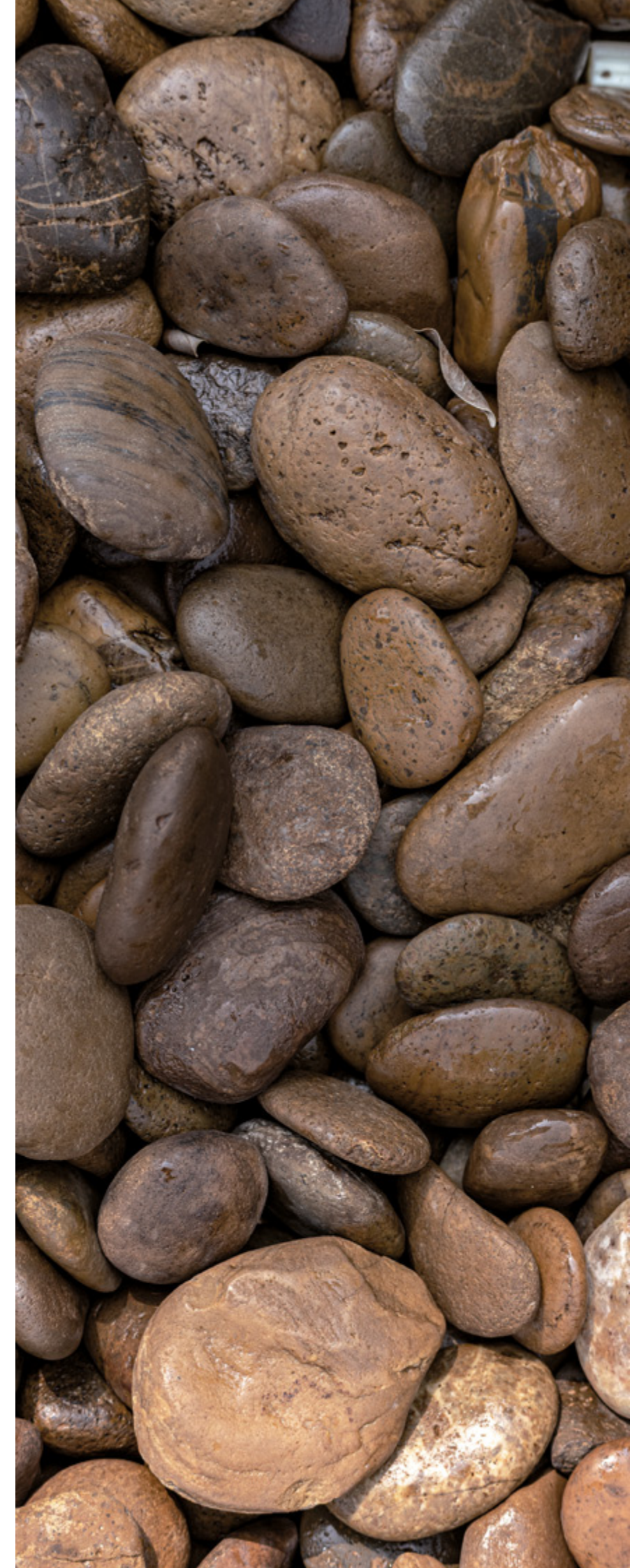
Vi sono inoltre contesti in cui il risultato della qualità idrica in acquifero è legato alla combinazione tra due o più componenti di alimentazione e una di queste risulta più suscettibile alle variazioni quantitative determinando quindi un prodotto finale di mescolamento variabile in termini di qualità. 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.

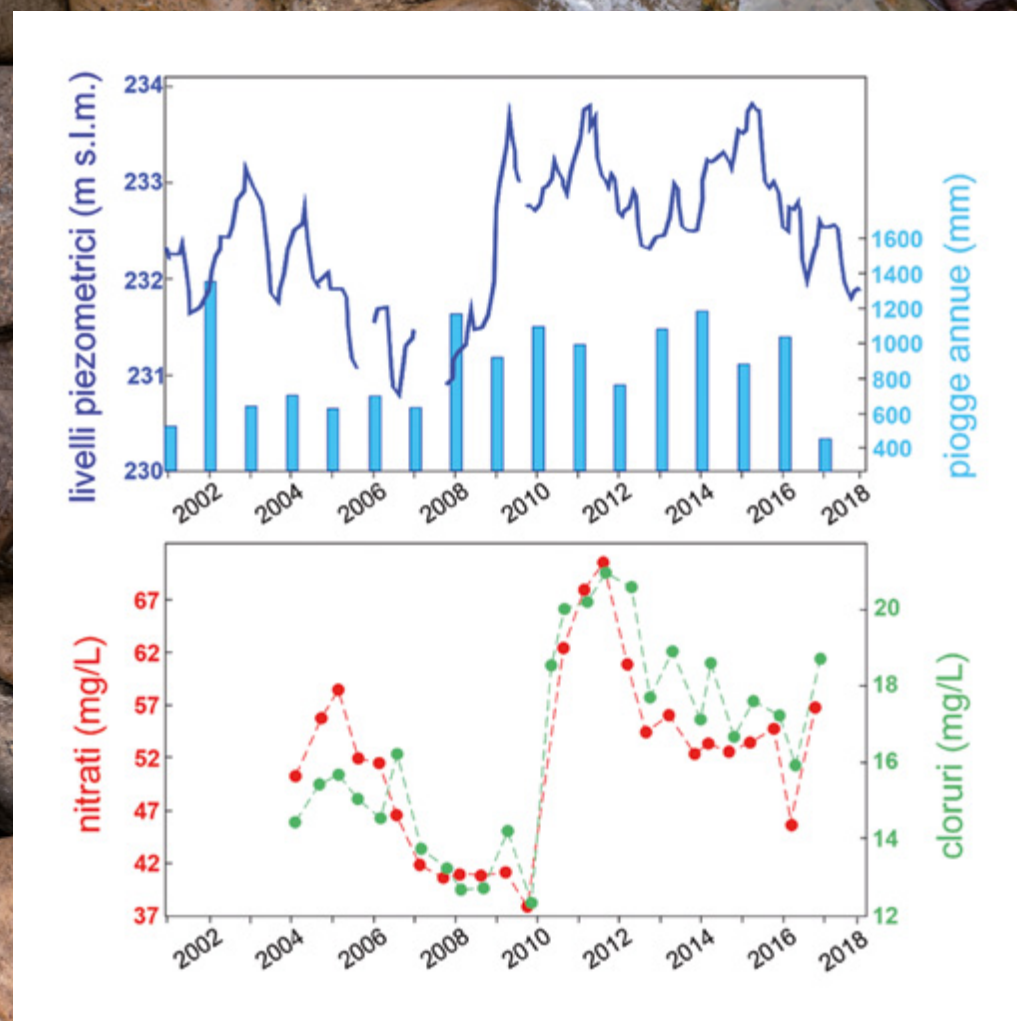


Figura 8.4

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 Mm<sup>3</sup>/anno, Severi et al., 2016) e l'1.5% della ricarica naturale. (sistema MAR nell'acquifero del Fiume Cornia, capace di infiltrare 0.6 Mm<sup>3</sup>/anno, Rossetto et al., 2021).



La potenziale ricarica simulata da modelli numerici per il sito di Mereto, in Friuli, è di 4.3 Mm<sup>3</sup>/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 10<sup>6</sup> km<sup>3</sup> 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 km<sup>3</sup> (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 km<sup>3</sup>) 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 km<sup>3</sup>. Tale acquifero coincide con la For-

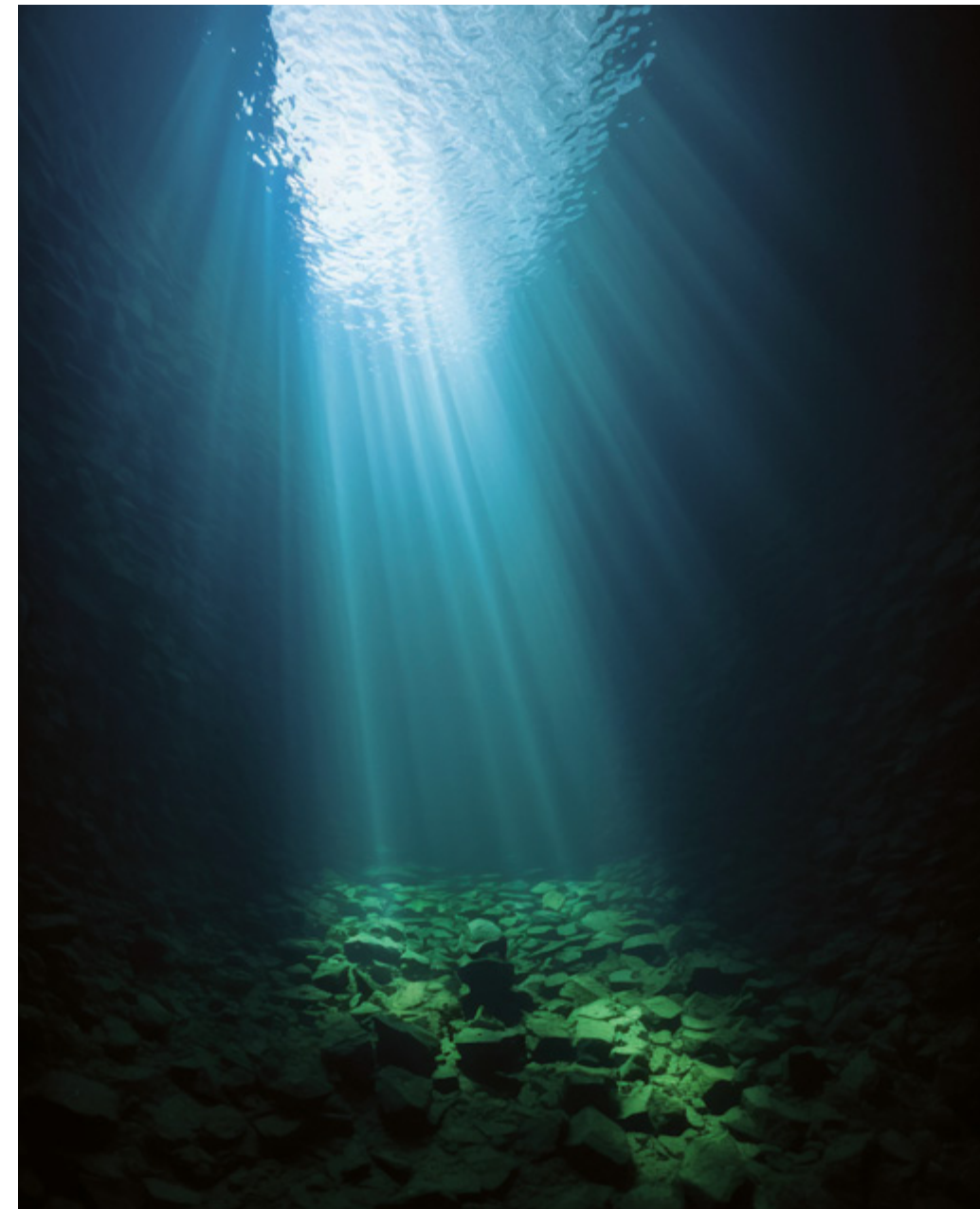
mazione di Gela per la quale dati di pozzo indicano la presenza di acqua fresca/salmastra (Lipparini et al., 2023). Acquiferi *offshore* sono stati identificati anche in nord Adriatico per i quali però manca ancora una stima del volume (Giustiniani et al., 2022). Per quanto riguarda il centro Adriatico, recenti studi hanno messo in luce potenziali acquiferi *offshore* che si estendono su un'area di 5600 km<sup>2</sup> per un volume totale di circa 60 km<sup>3</sup> (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 km<sup>3</sup> 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, Kreyens 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., Hinderer, J., 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., Dobsław, 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/BT05074>
- 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](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-A0-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 CReIAMO PA, 66 pp. [https://www.isprambiente.gov.it/pre\\_meteo/idro/Osservatori/Linee%20Guida%20Pubblicazione%20Finale%20L6WP1\\_con%20copertina\\_ec.pdf](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](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](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](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](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](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>





**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.

**S**empre 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.

