

# 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**  
biodiversity  
ecosystem functions  
drought  
biotic index  
aquatic states  
species distribution models

**Parole-chiave**  
biodiversità  
funzioni ecosistemiche  
siccità  
indici biotici  
aquatic states  
species distribution models

**Curatore**  
Fabrizio Stefani  
CNR  
Istituto di ricerca sulle acque

**Con contributi di**  
CNR  
Istituto di ricerca sulle acque  
Raffaella Balestrini  
Anna Barra Caracciolo  
Angela Boggero  
Andrea Buffagni  
Marzia Ciampittiello  
Diego Fontaneto  
Stefano Mammola  
Michelangelo Morganti  
Silvia Quadroni  
Pompilio Vergine

CNR  
Istituto di ricerca  
sugli ecosistemi terrestri  
Tiziana Di Lorenzo

# Siccità ed ecosistemi

12.1	<b>Introduzione</b>	<a href="#">477</a>
12.2	<b>Impatti diretti e indiretti degli eventi siccitosi sulla biodiversità e funzionalità degli ecosistemi</b>	<a href="#">481</a>
12.2.1	Effetti sulla biodiversità: fiumi, torrenti e reticolo idrografico minore	<a href="#">481</a>
12.2.2	Effetti sulla biodiversità: laghi alpini e subalpini	<a href="#">486</a>
12.2.3	Effetti sulla biodiversità: impatti sulle aree umide	<a href="#">488</a>
12.2.4	Effetti sulla funzionalità ecologica	<a href="#">490</a>
12.2.5	Effetti sull'erogazione dei servizi ecosistemici	<a href="#">492</a>
12.3	<b>Gli strumenti per il monitoraggio</b>	<a href="#">496</a>
12.3.1	Indicatori per le acque superficiali	<a href="#">496</a>
12.3.2	Indicatori per le acque sotterranee	<a href="#">498</a>
12.4	<b>Strumenti modellistici di analisi e previsionali</b>	<a href="#">500</a>
12.4.1	Gli approcci basati sul concetto di <i>Aquatic States</i>	<a href="#">500</a>
12.4.2	Modelli correlativi di distribuzione delle specie	<a href="#">501</a>
12.5	<b>Le domande di ricerca</b>	<a href="#">502</a>
12.6	<b>Referenze bibliografiche</b>	<a href="#">504</a>



# Introduzione

12.1

In una visione olistica, oltre ai fabbisogni per i diversi usi antropici e alle eventuali restituzioni, la definizione del bilancio idrico a scala di bacino idrografico deve tener conto delle risorse necessarie per la conservazione degli ecosistemi acquatici e di quelli a essi connessi. A partire dall'inizio degli anni '2000, all'interno del bilancio idrico è prevista una componente di natura vincolistica, destinata alla tutela ambientale delle acque superficiali, il Deflusso Minimo Vitale (DMV), ossia quella portata istantanea che deve essere mantenuta in tratti omogenei del corso d'acqua al fine di garantire la salvaguardia delle sue caratteristiche fisiche, delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque, nonché il mantenimento delle biocenosi tipiche delle condizioni naturali (D.M. 28/07/2004; D.Lgs. 152/2006). A seguito del recepimento (WFD CIS, 2015) della Direttiva Quadro sulle Acque (Water Framework Directive - WFD, 2000/60/CE), tale componente è in fase di aggiornamento con il passaggio dal DMV al Deflusso Ecologico (DE): con esso, anziché garantire una portata istantanea minima a valle delle opere di derivazione e/o captazione, ci si orienta verso il mantenimento di un regime idrologico congruente con gli obiettivi ambientali indicati dalla WFD così come definito dalla Direttiva Deflussi Ecologici del 2017 (DD 30/STA). Il DE prevede quindi che in ogni sezione di un corso d'acqua naturale la portata che transita abbia caratteristiche di naturalità, mantenendo valori non inferiori a quanto il fiume necessita per assicurare il buono stato ecologico. Si ha quindi il passaggio dal concetto di "soglia" a quello di "regime" che deve tener conto dell'evoluzione naturale degli andamenti temporali delle portate dei corsi d'acqua.

La Direttiva Deflussi Ecologici si pone l'obiettivo di conseguire l'equilibrio tra tre elementi: il raggiungimento del buono stato ecologico dei corpi idrici, le richieste per gli utilizzi idrici e la diminuzione di disponibilità di risorse idriche a causa degli effetti dei cambiamenti climatici. La tendenza in aumento delle temperature, la variazione del regime pluviometrico e il conseguente aumento di periodi prolungati di siccità pongono l'urgenza di riesaminare e adattare gli strumenti attuativi finora vigenti per garantire la gestione integrata quali-quantitativa e il razionale utilizzo delle risorse idriche.

Se da un lato il quadro normativo si sta evolvendo rapidamente e favorevolmente, dall'altro va notato come l'applicazione dei DE su tutto il territorio nazionale sia purtroppo ancora lontana dal concretizzarsi. In alcuni contesti italiani, soprattutto quelli interessati negli ultimi decenni da maggiore scarsità idrica, non si è mai giunti nemmeno al rilascio del DMV (Moccia et al., 2020), che nella maggior parte dei casi viene calcolato su base idrologica come unico valore soglia equivalente al 10% della portata media annua naturale o tutt'al più come pochi valori soglia stagionali determinati in sperimentazioni volte ad adeguare i rilasci di DMV ai diversi utilizzi antropici dell'acqua nell'arco dell'anno (Quadroni et al., 2017; Salmasso et al., 2018a). Dove il DMV è regolarmente rilasciato si ricorre usualmente a deroghe durante periodi di siccità prolungata come quello verificatosi nel 2022. Tali deroghe hanno come obiettivo quello di consentire un uso sostenibile dell'acqua in situazioni di crisi idrica così da coniugare la tutela dell'ambiente con le esigenze antropiche (es. DGR Emilia-Romagna 802/2022, DGR Lombardia 6468/2022).

La definizione dei DE deve necessariamente tenere conto dei diversi contesti idro-geografici, climatici e socio-economici presenti sul territorio nazionale nonché degli scenari meteo-climatici previsti per i prossimi decenni. Nonostante l'incertezza nella modellazione degli scenari idro-climatici, esiste un consenso generale sul previsto incremento dei periodi di siccità nell'Europa Centro-Meridionale (Amraoui et al., 2019; De Girolamo et al., 2017b; De Niel et al., 2019; Giuntoli et al., 2015). Come conseguenza principale si avrà una profonda modifica dei regimi idrologici con un aumento dei fiumi temporanei a discapito di quelli perenni, esacerbata dal crescente prelievo idrico per i diversi utilizzi antropici nel bacino mediterraneo (Piano et al., 2019; Skoulikidis et al., 2017). Questo fenomeno, che in parte si sta già verificando, ha effetti dannosi sulla biodiversità e sulla funzionalità degli ecosistemi, in particolare di quelli alpini ma non solo. A differenza dei fiumi naturalmente intermittenti, dove le secche fanno parte del regime idrologico annuale, la sempre più frequente e prolungata scarsità idrica nei fiumi perenni, come quelli presenti nell'arco alpino e appenninico, rappresenta un fenomeno relativamente recente (ad eccezione dei tratti lasciati in secca da parte dell'uomo prima dell'introduzione del DMV) e, quindi, una minaccia maggiore per la conservazione degli habitat ed ecosistemi a essi collegati (Doretto et al., 2020).

L'attuale modello di tipizzazione – sviluppato per sostenere l'impianto classificatorio dello stato ecologico per la WFD – attraverso il quale i vari tratti omogenei dei corsi d'acqua italiani sono attribuiti a tipi fluviali discreti, contiene già informazioni connesse agli aspetti idrologici prevalenti (Buffagni et al., 2006, D.M. 131 del 16.6.2008). L'evidenza dei cambiamenti globali in corso, infatti, ha fatto sì che il modello tipologico proposto fosse già orientato a cogliere differenze e varia-

zioni in chiave di disponibilità idrica, così importanti in area mediterranea. In seguito all'assegnazione a una idro-ecoregione su base geografica, il primo fattore da considerare nell'attribuzione del tipo è la perennità del corpo idrico. Qualora quest'ultimo risultasse temporaneo, ne viene valutato il livello di persistenza (attesa naturale), integrandolo infine con le caratteristiche morfologiche dell'alveo. È inoltre prevista la possibilità di un affinamento di terzo livello, volto a supportare approfondimenti effettuati a scala locale/di bacino sulla base di informazioni di dettaglio, per il quale è rimarcata l'importanza del regime idrologico, anche in chiave sito-specifica. La definizione del DE può quindi utilmente essere innestata sul quadro tipologico esistente, avendo cura di considerare il *continuum* idrologico e di habitat che caratterizza gli ecosistemi fluviali. La struttura e la composizione delle comunità biologiche nei tratti temporanei dei corsi d'acqua sono fortemente dipendenti dai cambiamenti temporali degli habitat acquatici determinati dalle condizioni idrologiche. Nella valutazione dello stato ecologico, anche ai fini della gestione del bilancio idrico, è quindi cruciale considerare il ruolo dell'habitat. Ad esempio, il regime idrologico dei fiumi temporanei può essere tradotto in una successione di diversi stati acquatici che riassumono gli stati transitori degli habitat che si possono verificare in un dato tratto e in un dato momento al variare delle condizioni idrologiche; in una ben nota schematizzazione del processo (Gallart et al., 2012), sono descritti sei stati, a ognuno dei quali è associata la presenza di diverse e specifiche associazioni biologiche. Tra questi lo stato "iporreico" (il deflusso superficiale è completamente assente ma è presente il deflusso iporreico) e quello "edafico" (sono assenti sia il deflusso superficiale sia quello iporreico) possono riassumersi in un unico stato definito *dry*, caratterizzato da assenza di deflusso

superficiale che si verifica in condizioni di siccità. Tale stato, nella sua manifestazione più estrema, è caratterizzato dalla presenza di sole forme di resistenza della fauna acquatica e dalla colonizzazione dell'alveo fluviale da parte della flora e della fauna terrestre. Nel caso in cui tale stato perduri per molte settimane, si giunge alla creazione di un ecosistema molto diverso dall'originale, con conseguenze difficilmente o non reversibili. Occorre dunque conservare l'integrità complessiva dei regimi idrologici e degli habitat che ne derivano al fine di evitare il passaggio verso gli stati estremi (non soltanto l'edafico) nei corsi d'acqua perenni e di non alterarne la frequenza temporale e la durata in quelli intermittenti. Ciò al fine ultimo di tutelare la biodiversità e la funzionalità degli ecosistemi.

Per quanto riguarda i laghi, non si sono sviluppati al momento approcci analoghi che riguardino la tutela di tali ecosistemi rispetto alle criticità legate a prolungati eventi siccitosi. Tutto questo perché, come analizzato nei paragrafi successivi (12.2.2 *Effetti sulla biodiversità: laghi alpini e subalpini*), i grandi laghi profondi subalpini o dell'Italia centrale risentono per ora solo nella parte litorale dei cambiamenti climatici con aumenti di temperature e abbassamenti del livello delle acque. I piccoli laghi alpini, invece, insieme a quelli mediamente profondi o laminari alimentati anche da acque sotterranee sono quelli più colpiti da eventi siccitosi di lunga durata, con ripercussioni notevoli sulla flora e sulla fauna che li abita, fino alla loro completa scomparsa (Salerno et al., 2014). Questi ecosistemi minori, tuttavia, sono spesso esclusi dai monitoraggi di routine, per cui tali cambiamenti risultano normalmente sottovalutati, nonostante il valore ecologico e naturalistico, nonché la capacità di generare servizi ecosistemici, siano di assoluta rilevanza. Ovviamente gli impatti della

siccità non si limitano ai soli ecosistemi fluviali o lacustri, ma si manifestano su una scala più ampia coinvolgendo anche gli altri ecosistemi a essi interconnessi. Pertanto, il monitoraggio e la valutazione di questi impatti dovrebbe inserirsi in un contesto normativo più ampio rispetto alla WFD, ovvero quello che regola la protezione dell'ambiente in generale. Va sottolineata in questo contesto la particolare fragilità delle cosiddette "zone umide", ovvero aree interne o costiere, generalmente ad acque ferme, dove si sviluppano ecosistemi e cenosi specifiche e uniche di questi ambienti, la cui rilevanza è nota non solo per le comunità acquatiche ma, ad esempio, anche per quelle ornitiche. Inoltre, queste aree sparse sul territorio fungono da *stepping stones* (aree di raccordo tra ambienti naturali, fondamentali per gli spostamenti migratori e la connessione fra le popolazioni) della rete sovranazionale di conservazione e protezione ambientale. Un piano di monitoraggio soddisfacente in questo senso dovrebbe perlomeno partire dalle aree protette dalla convenzione Ramsar (D.P.R. 448/1976) nonché dalle Direttive comunitarie Habitat (1992/43/CEE) e Uccelli (2009/147/CE), gli strumenti cardine di Rete Natura 2000 in Europa. Va sottolineato che la rete di aree protette da queste normative, per cui è previsto un monitoraggio periodico della qualità ecosistemica, copre sostanzialmente fiumi e laghi di maggiori dimensioni, nonché numerose aree umide minori tanto costiere quanto interne. Purtroppo, molti piccoli corpi idrici sono esclusi dalle normative, sebbene spesso essi costituiscono in termini lineari la gran parte del reticolo idrografico, e questa svista mette a rischio questi ecosistemi unici e le specie lì presenti. Non dobbiamo poi dimenticare anche altre direttive, quali la Direttiva sull'Acqua potabile (2020/2184), la Direttiva sulle Acque di balneazione (2006/7/CE), la Direttiva Nitrati (91/676/

CE) e la Direttiva sul Trattamento delle acque reflue urbane (91/271/CEE), che possono essere viste come pezzi di un puzzle più ampio che, quando applicate coerentemente, contribuiscono in modo sinergico a monitorare e sostenere la qualità delle risorse idriche, nella loro interezza, a beneficio sia dell'uomo che della biodiversità.

Da un punto di vista ecosistemico, non si possono inoltre trascurare le acque sotterranee, sia per loro valenza intrinseca, sia per il loro ruolo chiave per la fornitura di servizi ecosistemici. Le acque sotterranee rappresentano una parte vitale del ciclo globale dell'acqua, ospitano una biodiversità unica e forniscono servizi essenziali alle società. Nonostante siano la più grande risorsa di acqua dolce in forma liquida, in un periodo di esaurimento dovuto all'estrazione e all'inquinamento, gli ambienti delle acque sotterranee sono stati ripetutamente trascurati nelle agende globali di

conservazione della biodiversità (Saccò et al., 2024). In Italia, il 79% dei corpi idrici monitorati si trova in un buono stato quantitativo, mentre il 19% versa in uno stato quantitativo scarso e il 2% ha uno stato quantitativo non ancora determinato. Le principali pressioni che causano il mancato raggiungimento di un buono stato quantitativo in Italia sono l'estrazione di acqua sotterranea per l'approvvigionamento idrico pubblico, l'agricoltura e l'industria (EEA, 2018). Questo è problematico, poiché i corpi idrici sotterranei in cattivo stato quantitativo influiscono negativamente sullo stato ecologico delle acque superficiali e degli ecosistemi terrestri da essi dipendenti (*groundwater-dependent ecosystems*) (Venarsky et al., 2023). Uno scarso stato quantitativo ha effetti diretti sulla biodiversità sotterranea, che attualmente conta oltre 25 000 specie di acque sotterranee dolci e salmastre. Gli effetti sulla biodiversità sono ancora però poco chiari e studiati (Nanni et al., 2023).



## Impatti diretti e indiretti degli eventi siccitosi sulla biodiversità e funzionalità degli ecosistemi

### Effetti sulla biodiversità: fiumi, torrenti e reticolo idrografico minore

Nella Direttiva Quadro sulle Acque lo stato ecologico viene definito come un'espressione della qualità della struttura e della funzionalità degli ecosistemi acquatici ed è ormai ampiamente dimostrato come la biodiversità sia un fattore determinante per la produttività e la stabilità degli ecosistemi (Tilman et al., 2014). Per quanto riguarda gli effetti specifici degli eventi siccitosi sulla biodiversità, essi possono esplicarsi su tutte le componenti e a tutti i livelli di complessità biologica, fino a interessare interi ecosistemi, con ripercussioni anche a livello paesaggistico.

Gli aspetti più evidenti sono quelli legati ai sistemi lotici, ad acqua corrente, laddove la riduzione dei flussi naturali determina una serie di effetti negativi quali:

- la riduzione dell'habitat disponibile, in funzione di velocità, profondità, substrato, e in genere di tutti i parametri che definiscono la nicchia ecologica ottimale di ogni specie;
- la compromissione delle fasi riproduttive di molte specie, in particolare quelle a riproduzione estiva;
- l'innalzamento della temperatura oltre i limiti fisiologici di tolleranza di molte specie, in particolare quelle di acque fredde, e la frequente diminuzione della concen-

trazione di ossigeno disciolto, che limita la presenza dei taxa più sensibili;

- la diminuita diluizione dei carichi inquinanti, fino al caso non tanto raro di corsi d'acqua il cui intero deflusso risulterebbe supportato unicamente dalle acque di scarico o di depurazione (si veda a tal proposito il box sull'evento siccitoso del 2022/2023 nel bacino del Po nel Capitolo 10).

Per quanto riguarda le specie ittiche, a livello globale numerosi sono gli studi che evidenziano come esse possano essere interessate da tutti gli aspetti sopra citati, con conseguenze in termini di declino di popolazione, sovraffollamento, isolamento di popolazioni o spostamenti verso altre aree o bacini più idonei, qualora possibile (Matthews e Marsh-Matthews, 2003). In genere, il passaggio da regime permanente a intermittente di un corso d'acqua può determinare conseguenze negative per la dinamica di popolazione delle specie ittiche, dipendenti dal mantenimento di una minima continuità longitudinale. Infatti, la frammentazione, naturale o indotta dalle opere antropiche, può convertire i rifugi temporanei (pozze, aree ombreggiate, etc.) in trappole ecologiche (Schiavon et al., 2024). Sempre nel contesto naziona-

le, una recente analisi ha dimostrato come effetti legati al riscaldamento globale, verosimilmente associati alla siccità, abbiano determinato negli ultimi 20 anni la contrazione marcata della distribuzione di alcune specie ittiche predatrici legate ad acque fredde, come la trota marmorata (*Salmo marmoratus*), e favorito al contempo la sostituzione di alcune specie chiave, in termini di biomassa, con altre, tra cui le specie non originarie dei bacini studiati (alloctone) (Stefani et al., 2020).

Per quanto riguarda la comunità bentonica, mentre quella presente nei fiumi temporanei, tipici dell'area mediterranea, è adattata alla presenza di periodi di siccità nell'arco dell'anno, quella dei corsi d'acqua perenni, come i torrenti alpini, è costituita da specie che, nella maggior parte dei casi, non sono in grado di mettere in atto strategie per sopravvivere a tali periodi. Pertanto, il passaggio dei corsi d'acqua montani da sistemi perenni a sistemi temporanei può comportare effetti dannosi a lungo termine sulla loro biodiversità (Durance e Ormerod, 2007; Pinna et al., 2016). L'essiccamento, influenzando i tassi di mortalità, rappresenta una pressione selettiva primaria sulle specie che compongono le comunità ac-

quatiche. Saranno favorite le specie che possono tollerare condizioni di siccità e/o sfavorite le specie prive di meccanismi di resistenza o resilienza a tale disturbo, in conformità con l'*habitat templet theory* (Southwood, 1977). Potrebbe verificarsi quindi una riduzione netta della biodiversità oppure una sostituzione di specie non adattate con specie adattate a far fronte a periodi siccitosi. Entrambi i fenomeni possono comportare un'omogeneizzazione biotica dei corsi d'acqua a causa della perdita di specie rare e specializzate e dell'aumento di specie tolleranti. Tali alterazioni delle biocenosi fluviali potrebbero essere temporanee (settimane o mesi) o a lungo termine (Pastor et al., 2022), (*drying memory*, Datry et al., 2011). Uno studio recente in contesto alpino (Piano et al., 2019) ha evidenziato un'alterazione significativa delle comunità di macroinvertebrati bentonici, ma non di diatomee, in tratti torrentizi temporanei rispetto a tratti perenni: nei primi è stata rilevata una diversa composizione delle specie e bassi valori di diversità dovuti alla sostituzione di taxa monovoltini con respirazione acquatica, che preferiscono acque oligotrofiche a corrente medio-veloce, con taxa plurivoltini con respirazione aerea, che preferiscono habitat lenticici.





# La siccità del 2022-2023 nel bacino del fiume Po. Aspetti ecosistemici nel caso di studio del fiume Ticino

Il fiume Ticino sublacuale è regolato da molteplici dighe e derivazioni per diversi utilizzi antropici, soprattutto legati all'agricoltura e alla produzione di energia idroelettrica. In particolare, la Diga della Miorina regola i livelli del Lago Maggiore dal 1943 mentre è presso la Diga del Panperduto che la maggior parte dell'acqua del fiume viene deviata dal 1884. La gestione dei livelli del lago è quindi strettamente connessa con le esigenze antropiche a valle dello stesso, soprattutto con la necessità di acqua per l'irrigazione nel periodo estivo. Allo stesso tempo la regolazione dei livelli del lago deve tener conto anche delle esigenze ambientali dell'ecosistema fluviale, garantendo il rilascio del DE a valle di dighe e derivazioni. Siccome i valori di DMV nel fiume Ticino sono stati definiti a seguito di una sperimentazione in cui è stato verificato il raggiungimento del buono stato ecologico del corso d'acqua ai sensi della WFD, finora non sono state applicate variazioni e quindi DMV e DE coincidono. A valle della Diga del Panperduto il

DMV/DE varia dal 6% all'11% della portata media annua naturale (24 m<sup>3</sup>/s da gennaio a maggio, 17 m<sup>3</sup>/s da giugno ad agosto e 31 m<sup>3</sup>/s da settembre a dicembre).

Il regime idrologico di questo fiume è tipicamente caratterizzato da due periodi di magra (estivo e invernale) e due periodi di morbida (primaverile e autunnale). Tuttavia, il 2022 è stato un anno straordinariamente siccitoso con l'assenza di periodi di morbida e la deroga al DMV per tredici giorni durante il periodo estivo (da 17 a 14 m<sup>3</sup>/s) (Fig. 12.1).

La registrazione in continuo dei dati chimico-fisici nell'ambito del Progetto INTERREG Italia-Svizzera Parchi Verbano Ticino (2019-2023), rilevati a partire da novembre 2020 in tre stazioni del fiume Ticino (nei pressi della Diga della Miorina e del ponte di Oleggio e a Vigevano) ha permesso di rilevare valori massimi di temperatura pari a 28-29 °C e valori minimi di concentrazione di ossigeno disciolto pari a 4-5 mg/L du-

rante l'estate 2022 (contro valori massimi di temperatura pari a 24-25 °C e valori minimi di concentrazione di ossigeno disciolto pari a 6-7 mg/L registrati nell'estate 2021, anno idrologicamente abbondante) (Quadroni et al., 2022; Quadroni e Crosa, 2023). La durata prolungata di portate basse ha comportato anche aumenti dei valori di conducibilità specifica, misura indiretta di inquinamento delle acque, che ha raggiunto valori massimi superiori a 200-300 µS/cm. I valori di questi tre parametri sono vicini ai limiti di tolleranza di molte specie acquatiche e la loro lettura combinata rappresenta un campanello d'allarme che indica di porre particolare attenzione a possibili effetti avversi di periodi prolungati di siccità, in grado di determinare una riduzione della capacità di autodepurazione del fiume, con una conseguente compromissione della funzionalità dell'intero ecosistema.

L'indagine inerente a possibili cambiamenti nella struttura della comunità di macroinvertebrati bentonici associati a variazioni di portata ha rilevato nei due tratti di fiume Ticino indagati (Somma Lombardo e Oleggio) la presenza di una comunità abbastanza stabile, che si è adattata nel corso dei decenni a un ambiente lotico regolato. Seppur la comunità macrobentonica del Ticino si sia mostrata resistente e/o resiliente, alcune variazioni nella sua composizione registrate durante l'estate 2022, come l'aumento della densità dei molluschi (soprattutto di quelli alloctoni) e la riduzione della densità degli insetti appartenenti all'ordine degli Efemerotteri, rappresentano ulteriori campanelli d'allarme di un cambia-

mento che, se protratto per un periodo di tempo troppo lungo, potrebbe non essere più reversibile. In questi casi, rilasci di portate più elevate del DMV/DE che vanno a interrompere temporaneamente i periodi di magra prolungati potrebbero determinare un aumento della ricchezza, della diversità e della qualità complessiva dell'ecosistema fluviale.

Un altro esempio riguarda i fontanili, piccoli corpi idrici semi-naturali alimentati dalle acque sotterranee (*groundwater-dependent ecosystems*) molto diffusi nella Pianura Padana e inclusi nella Direttiva Habitat per la presenza di habitat e di specie animali di interesse comunitario. I lunghi periodi di siccità hanno causato abbassamenti importanti della falda e il conseguente prosciugamento di molti fontanili nel periodo invernale. In primavera con l'apertura della stagione irrigua si assiste al rapido rialzo della falda e al ritorno dell'acqua nei fontanili. La tecnica di irrigazione per scorrimento e la perdita di acqua dai canali irrigui non impermeabilizzati favorisce la ripresa della funzionalità ecologica dei fontanili. In questo caso aumentare l'efficienza e la sostenibilità delle tecniche di irrigazione potrebbe avere nell'immediato effetti negativi sulla biodiversità e sul mantenimento di questi preziosi ecosistemi, unici nella Pianura Padana. Sono pertanto auspicabili delle misure di accompagnamento a questa necessaria transizione, come ad esempio l'irrigazione invernale e il recupero di tecniche colturali abbandonate come le marcite.

Figura 12.1

Fiume Ticino a Somma Lombardo (sinistra) e Oleggio (destra) nell'estate 2022. Oltre alla riduzione dell'habitat disponibile per gli organismi acquatici, è evidente la colonizzazione di buona parte dell'alveo fluviale da parte della vegetazione.



Il ruolo dei laghi d'alta quota come risorsa idrica rende necessaria l'adozione di un particolare regime di gestione, non essendo attualmente tutelati da programmi di monitoraggio di lungo termine o direttive o altre forme legislative, in quanto sistemi acquatici di piccole dimensioni. Ricordiamo infatti che le risorse idriche delle Alpi sono "memorizzate" in ghiacciai, laghi e acque sotterranee e che tutti i grandi fiumi hanno le loro sorgenti in montagna. I laghi d'alta quota, pur essendo collocati in aree remote, non interessate da disturbo antropico diretto, sono colpiti da impatti antropici indiretti, fra cui il cambiamento del clima. È stato ad esempio dimostrato che i cambiamenti del regime idrologico possono causare diminuzione delle superfici dei laghi o innalzamento della loro quota media come conseguenza del ritiro dei ghiacciai (Salerno et al., 2014). Sulle Alpi è stato evidenziato (Auer et al., 2007) negli ultimi 250 anni un aumento di temperatura di 1.2 °C nel XX secolo, con due picchi, uno intorno agli anni '50 e l'altro a partire dagli anni '70 del secolo scorso e tuttora in corso. Inoltre, si è osservata una lieve tendenza all'aumento delle precipitazioni nella regione a nord delle Alpi e una diminuzione nella regione a sud. I modelli climatici regionali prevedono per il futuro un continuo aumento delle temperature per le Alpi fino alla fine del XXI secolo, incrementi compresi tra + 2.6 e + 3.9 °C, con un'accelerazione nella seconda metà del secolo (Sherwood et al. 2020). I cambiamenti nelle precipitazioni sono, invece, più moderati in termini di totale annuo, ma mostrano significative variazioni stagionali, soprattutto una diminuzione delle precipitazioni estive accompagnate, nella maggior parte delle regioni, da un incremento in primavera e in inverno (Kotlarski et al., 2023).

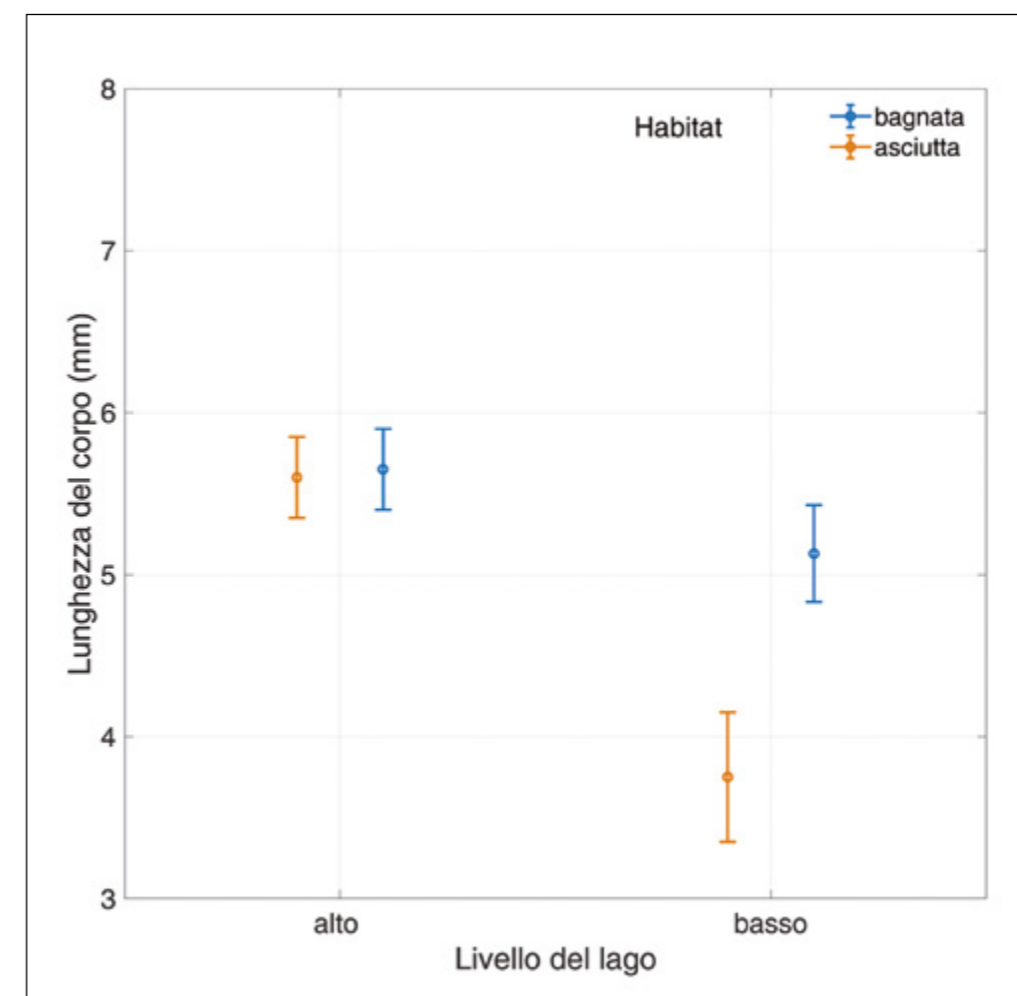
Tali modifiche, alcune sostanziali, altre meno, inducono a loro volta effetti sulla fauna e sulla flora che abita questi ambienti, le cui reti alimentari sono altamente semplificate e dipendenti primariamente dalle acque di disgelo glaciale o nivale (Boggero et al., 2019; Tiberti et al., 2020). La sostituzione delle specie stenoterme fredde con specie tipiche di quote più basse, l'alterazione sostanziale dell'intera rete trofica, con effetti anche sulla produttività e trasparenza delle acque, sono fra gli effetti più ricorrenti. In futuro, gli sforzi per preservare la natura incontaminata di questi remoti laghi alpini dovrebbero essere intensificati non solo e soprattutto per la conservazione di questi ambienti come risorsa d'acqua, ma anche perché si prevede un aumento dell'uso ricreativo di questi laghi durante le ondate di caldo estivo come già accaduto nel 2022 e nel 2023.

Gli effetti del cambiamento climatico sui grandi laghi subalpini si esplicano primariamente nell'aumento delle temperature, ma sono state descritte anche conseguenze legate all'abbassamento del livello delle acque. Coerentemente con le previsioni sull'andamento del riscaldamento globale (IPCC, 2023), le indagini più recenti nella regione subalpina meridionale hanno confermato la tendenza dei grandi laghi al riscaldamento (O'Reilly et al., 2015; Pareeth et al., 2017; Salmaso et al., 2018b). Nei laghi profondi, l'aumento della temperatura dell'acqua e l'intensificazione della stratificazione termica provocano una riduzione dell'intensità dei processi di mescolamento profondo verticale invernale e primaverile, con conseguenze sull'ossigenazione delle acque profonde, sulla disponibilità dei nutrienti e, in ultima analisi, sull'aumento

di fioriture algali di specie (*Planktothrix rubescens*, *Anabaena flos-aquae* e *Microcystis aeruginosa*) il cui metabolismo genera tossine e composti odorosi, con conseguenze negative sul turismo e sulla pesca professionale, dovuto allo scadimento organolettico delle specie ittiche planctofaghe. Alcuni studi, condotti sulle rive del Lago Maggiore (Boggero et al., 2022), hanno evidenziato come l'innalzamento delle temperature lungo le rive, aggravato dall'intensificarsi degli abbassamenti di livello a seguito dell'acuirsi dei fenomeni siccitosi, comportino un radicale rivoluzionamento della rete trofica. Ciò avviene attraverso modifiche nell'abbondanza e nella diversità dei macroinvertebrati bentonici, che risultano essere minori in presenza di livelli bassi del lago perché gli organismi mal si adattano alle elevate temperature e all'azione

delle onde più impattanti (erosione delle sponde e asporto di particolato di piccole dimensioni verso il fondo) (Fig. 12.2).

Queste variazioni, legate alla dimensione delle specie, incidono sulla rete trofica e sui flussi di energia: infatti, in presenza di piccoli individui, i predatori dovranno catturare più prede per ottenere lo stesso input energetico (Boggero et al., 2022). Anche la meiofauna, in particolare Copepodi, Ostracodi, Acari e Ditteri Chironomidi mostrano abbondanze inferiori durante periodi di basso livello, quando il substrato è più disturbato dall'azione delle onde (Cifoni et al., 2022). Infine, i cambiamenti climatici inducono anche variazioni nella presenza di specie invasive rispetto alle native (Boggero et al., 2019; Boggero et al., 2023; Kamburska et al., 2013; Piscia et al., 2011; Verbrugge et al., 2012).



**Figura 12.2**

Effetti dei livelli bassi e alti del Lago Maggiore sulla lunghezza (media e intervallo di confidenza al 95%) del corpo di larve di chironomidi (*Diptera*) in stazioni che vanno in asciutta o in stazioni che restano sempre bagnate (adattato da Boggero et al., 2022).

Gli effetti delle siccità sugli ecosistemi acquatici hanno riflessi anche sulle comunità non strettamente legate all'acqua, o anche terrestri, come nel caso di anfibi, rettili od uccelli (Fig. 12.3). Un esempio drammatico di cambiamento di regime idrologico, consolidato nel tempo e legato all'incremento delle siccità primaverili, è riferibile ai cambiamenti di gestione agricola delle risaie. Lo stato pregresso, attuato in Pianura Padana per secoli, prevedeva l'allagamento delle camere in primavera e il mantenimento dell'acqua per lunghi periodi, permettendo l'infiltrazione delle acque nel suolo e lo sviluppo di un alto livello di biodiversità acquatica. In Italia, è emblematico il caso della Lomellina, una zona agricola a cavallo tra Piemonte e Lombardia, dove sin dal 1400 una fitta rete di canalizzazioni sfrutta l'acqua dei fiumi Po, Sesia e Ticino per la coltivazione del riso, dando origine dal XIX secolo al più grande distretto risicolo europeo. In quest'area, le risaie hanno completamente trasformato il territorio e assunto il ruolo ecosistemico storicamente rivestito dalle vaste aree umide caratteristiche del paesaggio alluvionale naturale della Pianura Padana. Questo paesaggio umido quasi completamente artificiale ha rappresentato nel corso degli ultimi 200 anni una vera oasi per un'ampia varietà di specie animali e vegetali, che vedevano ridursi la disponibilità di habitat parallelamente all'industrializzazione e antropizzazione di uno dei territori più densamente abi-

tati d'Europa. Tra queste specie, le più studiate sono forse gli aironi (famiglia Ardeidae), che in Lomellina sono presenti come nidificanti con tutte le specie europee e, nel loro complesso, con una delle più importanti popolazioni continentali, toccando le 31 000 coppie attorno al 1990 (Fasola et al., 2023). Da alcuni anni, in Lomellina si è concretizzato un cambiamento radicale delle politiche agricole e si è diffuso l'utilizzo di sistemi di coltivazione del riso in asciutta. In questa modalità, l'acqua, comunque presente nei canali e nel sistema irriguo, viene lasciata correre a valle, e le camere di risaia restano senz'acqua per la maggior parte del ciclo produttivo. Va sottolineato che pratiche di coltivazione in asciutta totale o parziale sono sostenute con incentivi comunitari in quanto il risparmio della risorsa acqua in ambito agricolo è visto come pratica da favorire. Studi realizzati tramite interpretazione di immagini satellitari hanno permesso di quantificare come l'estensione delle camere di risaia allagate della Lomellina nel 2021 era ridotta al 5% di quella del 2000, ovvero una riduzione del 95% in vent'anni (Ranghetti e Boschetti, 2022). Le conseguenze di questa siccità volontariamente indotta sono tuttavia gravissime per l'ecosistema che le risaie allagate sostengono da tempi storici. Infatti, la semina in asciutta e la sospensione della sommersione in periodo invernale, comportano periodi più o meno prolungati di asciutta con una sostanziale perdita di

biodiversità a beneficio di specie invasive animali a partire dagli invertebrati quali *Lissorhoptrus oryzophilus* (Coleoptera), *Procambarus clarkii* (Decapoda), *Corbicula fluminalis* (Bivalvia) e *Meloidogyne graminicola* (Nematoda) che possono sopravvivere e si diffondono anche in periodi di scarsità idrica (Gherardi et al., 2014; Sacchi et al., 2021). A livelli trofici superiori, è stato chiaramente dimostrato come la comunità di uccelli acquatici del comparto risicolo in questione, che era arrivata a costituire sino al 30% delle popolazioni europee per alcune specie (ad esempio, la garzetta *Egretta garzetta*), abbia subito effetti significativi da questa politica agricola, tra cui una forte contrazione della popolazione per le specie più sensibili (ad esempio, la garzetta nitticora *Nycticorax nycticorax*) e, per le più adattabili (ad esempio, l'airone cenerino *Ardea cinerea*) e un dislocamento della popolazione verso i margini della pianura (Fasola et al., 2022). Sfortunatamente, il declino popolazione degli ardeidi legati al comparto agricolo della Lomellina, è solo uno degli esempi che riguardano l'andamento negativo delle specie di uccelli legati alle zone umide interne. La progressiva riduzione dell'estensione, oltre che della qualità degli habitat è probabilmente la principale causa di contrazione delle popolazioni di queste specie sentinella del cambiamento globale, di cui si stima che il 32% delle popolazioni europee sia in declino negli ultimi 10 anni.

**Figura 12.3**

Gli effetti delle siccità hanno riflessi non solo sugli organismi e processi strettamente acquatici, ma si esplicano dalle sorgenti alle foci in mare anche sugli organismi terrestri che li si nutrono: (a) *Phoenicopterus roseus*; o che li si riproducono: (b) *Salamandra salamandra*, (c) *Cinclus cinclus*, (d) *Bufo bufo*.



La funzionalità ecologica si riferisce a quei processi che regolano il flusso di energia e materia all'interno degli ecosistemi, come ad esempio il metabolismo, la decomposizione, la produzione secondaria, la ritenzione dei nutrienti, ed è complementare alla struttura degli ecosistemi, cioè all'insieme delle caratteristiche fisiche dell'ecosistema e delle comunità biologiche, e propedeutica all'ottenimento di benefici ecosistemici. È quindi fondamentale la conoscenza degli effetti dei cambiamenti nel regime idrologico sulla funzionalità degli ecosistemi acquatici.

L'aumento degli eventi siccitosi dovuto ai cambiamenti climatici e all'impatto di alcune attività antropiche (ad esempio, prelievi, deforestazione), ha come effetto il passaggio da regimi permanenti a regimi temporanei osservato in molti fiumi, non solo nelle zone aride e semi-aride, ma anche nelle zone temperate e boreali (Tiwari et al., 2022). Nei corsi d'acqua, gli habitat superficiali, a bassa profondità ed elevata corrente, sono i primi a scomparire, mentre si creano una serie di *pool* frammentate. Successivamente, anche il comparto iporreico si asciuga e, con il progressivo abbassamento della falda freatica, si arriva al completo isolamento idrologico dei comparti fluviali e a una precoce defogliazione della vegetazione riparia. Questo stato di asciutta verrà interrotto dal processo cosiddetto di *rewetting* con il ritorno di un flusso che generalmente è molto rapido e associato a un intenso recupero dei processi biogeochimici.

Da un punto di vista prettamente chimico, i periodi siccitosi determinano generalmente un aumento della conducibilità, ovvero maggiori concentrazioni di specie

ioniche (Mosley, 2015) a causa dell'evapotraspirazione e di una minore diluizione di eventuali immissioni contaminanti. Il comportamento dei nutrienti è più complesso: si può avere una diminuzione delle concentrazioni di specie azotate e fosforo nel caso in cui vi sia riduzione degli input dal bacino, assimilazione da parte di alghe e macrofite o aumento della denitrificazione, favorita da tempi di residenza più lunghi (Colombo et al., 2024; Yang et al., 2023) o, al contrario, un aumento nel caso di fiumi esposti a sorgenti puntiformi come scarichi industriali, civili o agricoli, a causa di una ridotta diluizione dei carichi inquinanti (De Girolamo et al., 2017a).

Gli effetti della siccità sulla funzionalità degli ecosistemi fluviali sono però fortemente dipendenti dal biofilm, consorzio di eterotrofi (batteri e funghi) e autotrofi (alghe e cianobatteri) estremamente attivi nell'utilizzare substrati organici e inorganici presenti nell'acqua, ma anche in grado di sfruttare la luce e altre sorgenti chimiche di energia. Il biofilm è la più rilevante interfaccia biologica, in particolare nei fiumi intermittenti, quando il ruolo della colonna d'acqua è limitato per lunghi periodi del ciclo idrologico (Sabater et al., 2016). All'interno del biofilm le comunità coesistono in una matrice costituita da polimeri extracellulari idratati in grado di ritenere enzimi e quindi utilizzare materiale ambientale di varia natura e di trasformarlo in nutrienti disciolti disponibili per alghe e batteri. Questa matrice contribuisce alla protezione delle cellule dall'essiccamento e da agenti chimici o dalle radiazioni UV. In condizioni di siccità, l'intermittenza del flusso idrologico ha importanti ripercussioni sul biofilm soprattutto in termini di diminuzione della densità e della biomassa sia dei batteri sia delle alghe,

con conseguenze dirette sul metabolismo dell'ecosistema acquatico (Sabater et al., 2016; Timoner et al., 2012). Alcuni studi (Harjung et al., 2018; Tiwari et al., 2022) indicano inoltre che periodi prolungati di siccità possono portare alla riduzione delle concentrazioni di sostanza organica disciolta in tutti i bacini, come conseguenza della disconnessione idrologica dagli orizzonti organici superficiali dei suoli in estate, e anomali e rapidi rialzi dei livelli nella fase di *rewetting* in autunno.

Negli ambienti in cui le interazioni tra acqua superficiale, acqua sotterranea ed ecosistema terrestre sono fondamentali, come nel caso delle fasce riparie e/o le aree umide, la siccità ha importanti ripercussioni sulla loro funzionalità ecologica, sulla quale – negli ultimi anni – si è concentrato l'interesse non solo degli scienziati, ma anche dei gestori del territorio. Molteplici evidenze scientifiche hanno infatti dimostrato che questi ambienti funzionano come un sistema in grado di attenuare i carichi di contaminanti di origine diffusa provenienti dal bacino circostante (Balestrini et al., 2008; Balestrini et al., 2011; Balestrini et al., 2016, Buffagni et al., 2019; Prosser et al., 2020). L'introduzione e il mantenimento delle fasce vegetate tampone rientra nella legislazione e nelle politiche dell'Unione europea tra le cosiddette *Best Management Practices* con l'obiettivo di proteggere le acque superficiali e sotterranee dall'inquinamento diffuso derivante dalle attività agricole. I principali meccanismi biologici in grado di ridurre la contaminazione da nitrato nelle fasce riparie sono l'assimilazione da parte delle comunità vegetali e batteriche e la denitrificazione che rimuove definitivamente il nitrato trasformandolo in azoto molecolare gassoso. La denitrificazione è uno dei più complessi e dinamici processi biogeochimici che dipende da molti fattori chimici, in primis l'ossigeno e il carbonio, ma anche da fattori idrologici, pedologici

e topografici (Balestrini et al., 2008; Balestrini et al., 2011; Balestrini et al., 2016). La soggiacenza della falda, direttamente legata alle precipitazioni e/o agli emungimenti, regolando l'interazione tra il suolo e l'acqua sotterranea influisce sulla denitrificazione. In condizioni di bassa soggiacenza (inferiori a 1 metro) l'acqua sotterranea raggiunge gli orizzonti del suolo più superficiali e ricchi di sostanza organica dove le attività batteriche sono favorite. Al contrario, la scarsità idrica e l'elevata temperatura sia nei suoli che nei corpi idrici, possono alterare i cicli biogeochimici e anche influenzare la degradazione e circolazione dei contaminanti sia da fonti diffuse che puntiformi. Per esempio, l'assenza prolungata di precipitazioni può concentrare i contaminanti e intrappolare i nutrienti nei corpi idrici intermittenti dove le comunità microbiche, soggette all'essiccamento dei sedimenti, risultano poco attive (Amalfitano et al., 2008). Ciò perché l'attività microbica e i relativi processi metabolici e co-metabolici, che permettono il ricircolo della sostanza organica e la degradazione dei contaminanti, richiedono la presenza di acqua e sono modulati da differenti fattori abiotici che influenzano la composizione e attività dei microorganismi. Inoltre, vi sono fondate preoccupazioni circa la resilienza della funzionalità degli ecosistemi delle acque sotterranee qualora sottoposti a stress idrici. Le comunità microbiche di tali sistemi hanno evoluto tratti funzionali peculiari e convergenti (es. depigmentazione, elongazione delle appendici sensoriali, anoftalmia, microftalmia, bassi tassi metabolici e riproduttivi), così da determinare una scarsa ridondanza funzionale e, in generale, una variabilità di tratti funzionali ridotta rispetto alle comunità degli ecosistemi superficiali (Hose et al., 2022). Ciò si traduce in una riduzione della capacità di una comunità sia di persistere di fronte a disturbi o cambiamenti ambientali (tratti funzionali di risposta), sia di influire sulle

proprietà dell'ecosistema o fornire servizi ecosistemici (tratti funzionali di effetto). Ciò può implicare un periodo relativamente lungo di compromissione funzionale dell'ecosistema acquatico sotterraneo a seguito di una perturbazione che spesso risulta addirittura irreversibile (Mammola et al., 2019; Mammola et al., 2022).

Inoltre, acquiferi molto profondi non favoriscono la rimozione dei nutrienti anche perché i flussi di acqua sotterranea superano la fascia riparia. La profondità della falda influisce infatti anche sull'*uptake* dei nutrienti attraverso gli apparati radicali. Le piante possono modificare la profondità di assorbimento radicale in risposta a cambiamenti delle condizioni ambientali e dell'umidità. La vegetazione, sia terrestre che acquatica, ha un ruolo fondamentale nell'arricchire i sedimenti di carbonio e nutrienti, sia attraverso la decomposi-

zione della lettiera e gli essudati radicali, sia assimilando azoto e fosforo presente nella colonna d'acqua e nei sedimenti, sia favorendo l'azione biologica riducendo i flussi idraulici, fornendo superficie per la colonizzazione del biofilm, od ospitando comunità bentoniche accumulatrici di sostanza organica (Balestrini et al., 2018; Soana et al., 2017).

Da ciò si evince che gli abbassamenti della falda, che si verificano durante i prolungati eventi di siccità accompagnati da eventuali alterazioni del ciclo del carbonio ed effetti dannosi sulla vegetazione ripariale, sulle macrofite e sul biofilm, possono limitare la funzione tampone delle fasce riparie e i processi di ritenzione dei nutrienti in-stream interferendo sia sulla denitrificazione che sull'assimilazione vegetale e microbica.

## Effetti sull'erogazione dei servizi ecosistemici

Il concetto di "servizi ecosistemici" è stato sviluppato dal Millennium Ecosystem Assessment (MEA) nel 2005 con l'idea di esplicitare l'importanza che il capitale naturale assume nella definizione della qualità della vita dell'uomo. Infatti, secondo la definizione del MEA, i servizi ecosistemici sono i beni e i servizi offerti dagli ecosistemi per aiutare e sostenere il benessere delle persone. È ormai comunemente accettato che gli ecosistemi ad acque dolci interni e costieri forniscano, più di ogni altro gruppo di ecosistemi, un'ampia varietà di servizi (Martin-Ortega et al., 2015). Tuttavia, non vi è un chiaro consenso su quali siano i benefici specifici da elencare tra i servizi ecosistemici. A questo proposito, l'European Environmental Agency (EEA) classifica i servizi ecosistemici attraverso il periodico aggiornamento del portale *Common International Classifica-*

*tion of Ecosystem Services* (CICES). Non ci soffermeremo in questa sede su una dettagliata descrizione dei servizi ecosistemici generici, per la quale si rimanda al portale su indicato. Qui basti ricordare che negli ultimi anni sono stati compiuti molti sforzi per rendere operativo il concetto di servizi ecosistemici, ad esempio nell'ambito della Strategia dell'Unione europea sulla biodiversità e del progetto MESEU (7° Programma quadro dell'Unione europea), così come nei progetti UE Horizon 2020. Tutte e tre le tipologie di servizi ecosistemici attualmente riconosciute, ovvero quelli di fornitura, di regolazione e culturali, sono rappresentate nell'ambito degli ecosistemi acquatici. I servizi cosiddetti di "supporto" sono attualmente considerati delle strutture, processi e funzioni che sottendono l'erogazione degli altri servizi, e non vengono

per tanto considerati in questa rassegna. Ad esempio, i grandi laghi situati nella regione subalpina sono tra le più importanti risorse idriche a livello mondiale: essi rappresentano mete turistiche e di pesca amatoriale, nonché fonti di approvvigionamento idrico, agricolo, industriale e umano. Pertanto, questi laghi forniscono servizi ecosistemici fondamentali per le regioni alpine che hanno uno dei prodotti interni lordi più alti in Europa (Iammarino et al., 2019): i quattro laghi subalpini più grandi d'Italia (Garda, Maggiore, Como e Iseo) forniscono il 50% del flusso idrico annuale del fiume Po, il cui bacino contribuisce da solo al 40% del PIL italiano (PSAC, 2009). Sebbene quindi sia molto numerosa la letteratura scientifica che ha individuato i possibili servizi ecosistemici legati, ad esempio, ai sistemi fluviali e lacustri, meno indagati sono gli effetti degli eventi siccitosi sulla loro fornitura. Ancora più scarsa è la conoscenza degli impatti dei cambiamenti climatici e della siccità sulla fornitura di servizi in ecosistemi lacustri (Inácio et al., 2022). Similmente, le specie acquatiche sotterranee svolgono anch'esse un ruolo fondamentale nel fornire alcuni servizi ecosistemici essenziali per gli acquiferi come il mantenimento delle condizioni idrauliche, la rimozione degli organismi patogeni, la promozione della crescita microbica e il riciclo del carbonio (Griebler et al., 2019; Mermillod-Blondin et al., 2023; Saccò et al., 2024). I servizi ecosistemici resi dalla componente microbica, in sinergia con quella invertebrata, sono infatti fondamentali per il mantenimento dei processi autodepurativi dei corpi idrici sotterranei (*bioremediation*) (Griebler et al., 2019; Griebler e Avramov, 2015). Il contributo degli invertebrati e microorganismi di acqua sotterranea ai servizi ecosistemici è, tuttavia, ampiamente influenzato dagli impatti ambientali che influiscono sui corpi idrici e sulla connettività tra le acque superficiali e quelle sotterranee. In partico-

lare, il cambiamento climatico globale e le pressioni antropiche associate, quali, ad esempio, il sovrasfruttamento delle falde acquifere durante i periodi siccitosi, stanno avendo un impatto critico sui servizi ecosistemici. L'abbassamento dei livelli di falda comporta la perdita di habitat disponibili per le specie delle acque sotterranee che vivono nelle zone altrimenti sature, così come per le specie di superficie che occupano la zona iporreica (Vacca-relli et al., 2023).

Per le acque superficiali, in linea di principio, ci si può riferire al caso di studio dei fiumi intermittenti, per i quali pare assodato che l'erogazione di servizi sia fortemente limitata sia nella tipologia, sia nella quantità rispetto ai fiumi perenni (Datry et al., 2018). In particolare, il carattere di intermittenza sembrerebbe essere la chiave che determina il diverso spettro di servizi disponibili. A cascata, ciò ha effetto sui fattori che governano la struttura biofisica (es. morfologia dell'alveo, composizione del substrato), le velocità dei processi ecologici (es. ciclo dei nutrienti, decomposizione della sostanza organica) e la biodiversità stessa. Ad esempio, un fiume che, a causa della gestione idraulica e/o della siccità, si trova in uno stato acquatico (*sensu* Gallart et al., 2012) in cui si osserva il passaggio verso i due stati iporreico ed edafico, supererebbe una soglia chiave per la quale la fornitura di servizi ecosistemici risulterebbe fortemente ridimensionata.

Tuttavia, ai fini di una corretta stima del flusso di servizi ecosistemici, risulta imprescindibile considerare anche alcuni aspetti spazio-temporali legati alla dinamica di ogni fase idrologica (Pastor et al., 2022), quali la durata, la frequenza temporale e l'entità di ogni fase idraulica. Di conseguenza, il classico modello spaziale con cui si studiano i fenomeni ecologici in ambito fluviale, ovvero quello

longitudinale, delle interazioni trasversali con le aree perfluviali e verticali con il comparto sotterraneo non è più applicabile nel caso in cui si verificano asciutte anche parziali lungo il corso d'acqua. La dinamica è a volte diversificata secondo gradienti longitudinali, a seconda che siano le zone a monte o a valle ad essere più suscettibili ai passaggi di stato. Tuttavia, più spesso, le stesse dinamiche funzionali (ad esempio i flussi biogeochimici) risultano rispondenti a un mosaico dinamico di aree a maggior o minore funzionalità, anche in relazione alle differenti attività antropiche, quali captazioni, restituzioni in alveo, sbarramenti, etc. che determinano brusche variazioni nelle caratteristiche morfo-idrauliche e nei regimi di settori di alveo.

Ciò pone delle sfide inedite per i più comuni approcci modellistici impiegati per la stima dei servizi. Diversi modelli sono infatti basati sulla categorizzazione e la modellizzazione spaziale, sugli impatti delle attività umane sul ciclo dell'acqua andando soprattutto a quantificare i flussi e i prelievi idrici, l'uso e la copertura del suolo e il cambiamento climatico. Altri utilizzano un approccio qualitativo che incorpora informazioni provenienti dal telerilevamento satellitare, mappe, indagini e altri dati ausiliari. Altri ancora valutano i servizi economici solo da un punto di vista economico. In molti casi, ci si può basare unicamente su banche dati, normalmente georeferenziate, che non sono coeve, e soprattutto non possono tener conto della dinamicità e incrementata variabilità dei descrittori influenti il regime idrologico che, come detto, è in relazione ai cambiamenti climatici.

Tutto ciò implica che la stima dei servizi ecosistemici e della loro variazione in funzione dei differenti passaggi di stato acquatico sia estremamente complessa, a elevata incertezza e onerosa. Fra le varie

tipologie di servizi ecosistemici, quelli di regolazione (ad esempio, descrittori dei cicli biogeochimici, controllo dei fenomeni alluvionali, ricarica delle falde, etc.) sono probabilmente quelli maggiormente relazionati al regime idrologico, e quindi quelli che suggeriamo come prioritari per un eventuale monitoraggio. Tuttavia, la loro stima richiede uno sforzo maggiore degli altri servizi, in termini di rappresentatività di dati necessari, sperimentazione *ad hoc*, e quindi in termini di tempo (tipicamente un ciclo annuale) e risorse economiche.

Viceversa, i servizi di fornitura (ad esempio, prelievo acqua per uso potabile, irriguo, industriale, pescato complessivo, produzione agricola connessa all'irrigazione, etc.) sono quelli più facilmente quantificabili economicamente, ma il loro impiego esclusivo rischia di fornire una visione parziale del sistema. È noto, infatti, che la stima e valorizzazione dei servizi ecosistemici debba quasi sempre obbedire ad una logica di compromesso (*trade-off*) fra i differenti servizi, in quanto la massimizzazione di uno porta molto spesso a una riduzione, o anche all'annullamento di uno o più servizi alternativi. In alcuni casi, non solo si verificano concomitanti riduzioni di altri servizi, ma addirittura possono essere generati dei disservizi ecosistemici (ad esempio la proliferazione o diffusione di patogeni umani) (Xu et al., 2022).

In sintesi, l'applicazione del concetto di servizi ecosistemici ai fini della stima del bilancio idrico è soggetta a:

- incertezza conoscitiva, soprattutto in relazione ai passaggi da uno stato a un altro del corpo idrico;
- possibile parzialità dell'analisi, il cui esito può essere fortemente condizionato dal numero e dalla tipologia dei servizi investigati;
- intrinseca visione utilitaristica, di stampo sostanzialmente antropocentrico.

Sebbene i servizi ecosistemici siano ormai entrati nel lessico delle scienze applicate, è importante non dare per scontate la centralità e l'irrinunciabilità dei bisogni dell'uomo nell'osservare e nel "gestire" gli ambienti naturali e gli ecosistemi. L'uomo, infatti, sulla base delle migliori conoscenze e spesso in buona fede, ha frequentemente sottovalutato gli effetti delle proprie attività sull'ambiente e ha operato un eccessivo sfruttamento delle risorse naturali, dimostrando un'irrazionale fiducia nel progresso e nelle capacità umane. Nel tentativo di ridare un po' di centralità agli ecosistemi, ci si dovrebbe forse riferire ai servizi ecosistemici come "benefici ecosistemici". In generale, è importante portare l'attenzione sulla biodiversità e sulle specie viventi, ricordando "che hanno un valore in sé stesse", e a come la natura non dovrebbe essere vista come semplice oggetto da sfruttare, ma come realtà da custodire, nell'ottica di una vera ecologia integrale (Papa Francesco, 2015).

Si propone quindi di integrare la valutazione degli effetti sugli ecosistemi derivante dall'applicazione di un bilancio idrico rifacendosi a indicatori e indici prettamente ecologici, basati sulla biodiversità

e sulla funzionalità dei sistemi ecologici. Tale proposta trova supporto dalla ormai consolidata evidenza di una proporzionalità fra i suddetti descrittori e la variabilità e quantità di servizi ecosistemici generati (Harrison et al., 2014). In tal modo, garantire il mantenimento di livelli accettabili di biodiversità e funzionalità ecologica equivarrebbe a mantenere, anche secondo un principio di precauzione, un'erogazione bilanciata e soddisfacente di servizi ecosistemici. Inoltre, appare evidente che la sperimentazione degli indici ecologici per valutare gli stress idrici sia più avanzata e consolidata rispetto a quella finora svolta per la quantificazione dei servizi ecosistemici stessi (Datry et al., 2018). Gli indici di tipo ecologico, infatti, sono ormai utilizzati di routine per il monitoraggio da parte degli enti preposti (per esempio, le ARPA), il che rende più probabile riuscire a ottenere la disponibilità di dati pregressi rispetto all'elaborazione di nuove e incerte stime dei servizi ecosistemici. Alla luce di ciò, nei seguenti paragrafi verranno discussi gli approcci più consolidati e mirati per valutare le variazioni di biodiversità e funzionalità ecologica rispetto all'alterazione del regime idrologico, e in particolare agli eventi estremi di tipo siccitoso.



## Indicatori per le acque superficiali

Il monitoraggio biologico delle acque superficiali viene di norma effettuato secondo gli indicatori (Elementi di qualità biologica) e gli indici selezionati e sviluppati nell'ambito del recepimento della WFD (DM 260/2010). I programmi di monitoraggio effettuati dalle Agenzie regionali o provinciali per la protezione dell'ambiente (ARPA e APPA) si differenziano però per durata, scelta degli indicatori biologici da monitorare e frequenza delle misure, comportando così talvolta una disuniformità nei dati raccolti e una scarsa ricchezza d'informazione in alcuni contesti territoriali (<https://indicatoriambientali.isprambiente.it/it/acque-interne>). A livello nazionale, lo stato ecologico delle acque superficiali interne (fiumi e laghi) ha raggiunto nel sessennio 2016-2021 l'obiettivo buono e superiore per il 43% dei corpi idrici, mentre il 10% dei corpi idrici non è ancora stato oggetto di classificazione (ISPRA, 2023).

Nel caso dei fiumi, gli indicatori biologici sono riferiti a quattro comunità con un'attenzione esclusiva per il comparto strettamente acquatico: fitobenthos (diatomee), macrofite, macroinvertebrati bentonici e pesci. Tra questi, i macroinvertebrati bentonici e le diatomee sono quelli più indagati (16 regioni e 2 province autonome per un totale di circa 500-700 stazioni nel 2019-2020). Se, da un lato, tali comunità e indicatori possono essere adatti per valutare gli effetti più evidenti della siccità in

quanto sono sensibili alle alterazioni idrologiche, dall'altro, le metriche e gli indici in uso, derivati con finalità più generali e non con focus specifico sugli aspetti idrologici, non sono sempre in grado di rilevare efficacemente le modifiche prodotte da questo tipo di alterazione.

Nell'allegato alla Direttiva Deflussi Ecologici è presente la valutazione di tutti i metodi di monitoraggio WFD alla luce della definizione dei DE e sono riportati i metodi ritenuti più idonei a tal fine. Tali metodi sono di diversa natura: idrologici; su base biologica WFD ossia *ecological status-oriented*; idraulico/habitat basati sulla stima della disponibilità degli habitat. In quest'ultima categoria rientra la metodologia MesoHABSIM (*MesoHabitat Simulation Model*), frequentemente utilizzata per valutare la variabilità spazio-temporale degli habitat fluviali disponibili per la fauna ittica, in funzione della portata defluente e della morfologia del corso d'acqua, utilizzando l'approccio a meso-scala. (ISPRA, 2017). A differenza dei metodi idraulico/habitat, la definizione dei DE attraverso metodi *ecological status-oriented* ha il vantaggio di contemplare direttamente la relazione tra regime idrologico e obiettivi ambientali della WFD, primo fra tutti il raggiungimento del buono stato ecologico. In particolare, nelle linee guida in allegato alla Direttiva Deflussi Ecologici (Appendice 3), viene proposto un metodo eco-biologico basato sui macroinvertebrati bentonici, in

diretta connessione con la classificazione dello stato ecologico. In breve, tale approccio si basa sulla relazione tra l'indice multimetrico attualmente utilizzato per la classificazione dei fiumi sulla base della componente macrobentonica (Buffagni et al., 2006; Buffagni et al., 2007) ai sensi del D.M. 260/2010 (STAR\_ICMi) – e le sue metriche componenti – e il carattere lenticolo-lotico del tratto fluviale in esame, quantificato attraverso il calcolo del *Lentic-lotic River Descriptor* (LRD, Buffagni et al., 2010), ossia di un descrittore dell'habitat derivante dall'applicazione del metodo CARAVAGGIO. Sulla base poi della relazione tra portata e LRD è possibile derivare la relazione diretta tra portata e metrica biologica o stato ecologico (Buffagni et al., 2013). Siccome l'LRD riassume in termini quali-quantitativi alcuni fattori di habitat connessi al grado di lenticità osservato nel fiume, tale approccio risulta particolarmente idoneo a monitorare, valutare e prevedere gli effetti della scarsità idrica in chiave di stato ecologico.

Tali effetti possono essere anche determinati utilizzando un fattore di ponderazione per l'indice STAR\_ICMi, ossia un coefficiente di riduzione dell'abbondanza degli organismi bentonici, stimato in funzione della diminuzione di habitat disponibile, di norma associata alla diminuzione di portata.

Oltre allo STAR\_ICMi, nato come indice generalista, esistono metriche biologiche più specifiche e meglio in grado di rappresentare variazioni biologiche sull'asse lenticolo-lotico dovute a riduzioni di portata e di riconoscere situazioni di particolare lenticità. Tra queste, ad esempio, il rapporto tra il numero di famiglie appartenenti agli ordini di insetti Odonata, Coleoptera, e Hemiptera e il numero di famiglie totali (nOCH/nFAM) (*sensu* Bonada et al., 2007) e la proporzione tra la somma della densità di individui appartenenti ai generi reofili

della famiglia dei Baetidae (Ephemeroptera) e la somma della densità complessiva delle famiglie Baetidae e Siphonuridae (Buffagni, dati non pubblicati). Altri indici basati sui tratti funzionali della comunità di macroinvertebrati bentonici e specifici per valutare l'alterazione idrologica sviluppati a scala europea sono il LIFE (Extence et al., 1999) e il Flow\_T (Laini et al., 2022). Per una valutazione ecosistemica degli effetti della siccità occorrerebbe considerare ovviamente anche altri indicatori sia tra quelli compresi tra gli Elementi di qualità biologica, sia aggiuntivi come le comunità riparie o gli habitat e le specie di interesse comunitario, dipendenti dagli ecosistemi fluviali e umidi in genere, presi in considerazione nelle Direttive Habitat (Allegati I, II e IV) e Uccelli. Rispetto alla comunità di macroinvertebrati bentonici, tali indicatori sono stati però oggetto finora di minori sforzi scientifici o nel caso dei pesci risentono delle pratiche alieutiche, fattore confondente per la valutazione di qualsiasi altro tipo di alterazione. In particolare, l'applicazione del metodo CARAVAGGIO avrebbe risvolti molto utili perché consentirebbe di raccogliere dati preziosi relativi all'habitat che caratterizzano non solo l'alveo, ma anche quelle porzioni di ecosistema che si inseriscono tra comparto acquatico e terrestre, cioè le rive e le fasce riparie. Conoscere l'evoluzione temporale degli habitat è fondamentale non solo per studiare gli effetti della siccità sulle componenti biologiche, ma anche per prevedere come potrà cambiare la funzionalità e in particolare la ritenzione dei nutrienti ed eventuali contaminanti in risposta ai cambiamenti climatici (Balestrini et al., 2013). La WFD prevede che a supporto del monitoraggio biologico vengano misurati dei macrodescrittori delle condizioni chimico-fisiche delle acque che in Italia vengono sintetizzati nell'indice LIMeco. I parametri considerati per la definizione del LIMeco sono l'O<sub>2</sub> (% di saturazione) e i nutrienti (Azoto

nitrico e Fosforo totale). La frequenza di misura è trimestrale e in alcune regioni virtuose può diventare mensile. Anche la Direttiva Nitrati prevede il monitoraggio dei livelli del nitrato con frequenza mensile, ma spesso la rete di monitoraggio per la WFD non coincide con quella per la Direttiva Nitrati. Occorre inoltre considerare che i campionamenti condotti dalle preposte ARPA/APPA non vengono effettuati in condizioni di assenza di acqua corrente, cioè quando il fiume presenta la classica frammentazione idrologica, e nemmeno quando la portata è relativamente alta. Ciò crea uno sfasamento tra le frequenze dei campionamenti di routine e le frequenze dei periodi con flussi correnti. I dati così raccolti sono finalizzati a descrivere la qualità media del fiume, ma non consentono di interpretare le variazioni temporali di specie chimiche molto mobili come ad

esempio il nitrato, ma anche O<sub>2</sub> e DOC (Carbonio Organico Disciolto) e quindi di valutarne la risposta alle alterazioni del flusso idrologico durante i periodi di siccità, o durante eventi piovosi estremi (A. M. De Girolamo et al., 2017a; De Girolamo et al., 2022; Munné et al., 2021). Un ulteriore problema risiede nella definizione di “corpo idrico” cioè nei requisiti che deve avere un tratto fluviale per essere inserito nella rete di monitoraggio. I fiumi che risentono maggiormente del cambiamento climatico sono quelli temporanei che spesso sono anche caratterizzati da piccoli bacini e da portate naturali basse e quindi sono esclusi dal monitoraggio. Anche i fontanili, che compongono il reticolo idrografico minore dell'intera Pianura Padana e rappresentano i più diffusi *groundwater dependent ecosystems* (GdEs) non vengono campionati regolarmente.

## Indicatori per le acque sotterranee

Per quanto riguarda le acque sotterranee, lo stato ecologico è “*an expression that informs on the groundwater ecosystem ability to sustain its functioning (vigor and resilience) in accordance with its organisation while maintaining the provision of ecosystem goods and services*” (Korbel e Hose, 2017, 2011). Per molto tempo, è stato ritenuto impossibile stabilire un metodo adeguato alla valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici sotterranei, così da renderlo facilmente interpretabile da politici, gestori e portatori di interesse. Ne consegue che le cogenti Direttive europee in materia di acqua sotterranee (2000/60/CE e 2006/118/CE), inclusa la nuova Direttiva sulle Acque potabili (2020/2184/UE), non fanno alcun riferimento allo stato ecologico dei corpi idrici sotterranei, mentre stabiliscono criteri e indicatori per la valutazione dello stato quantitativo e chimico degli stessi.

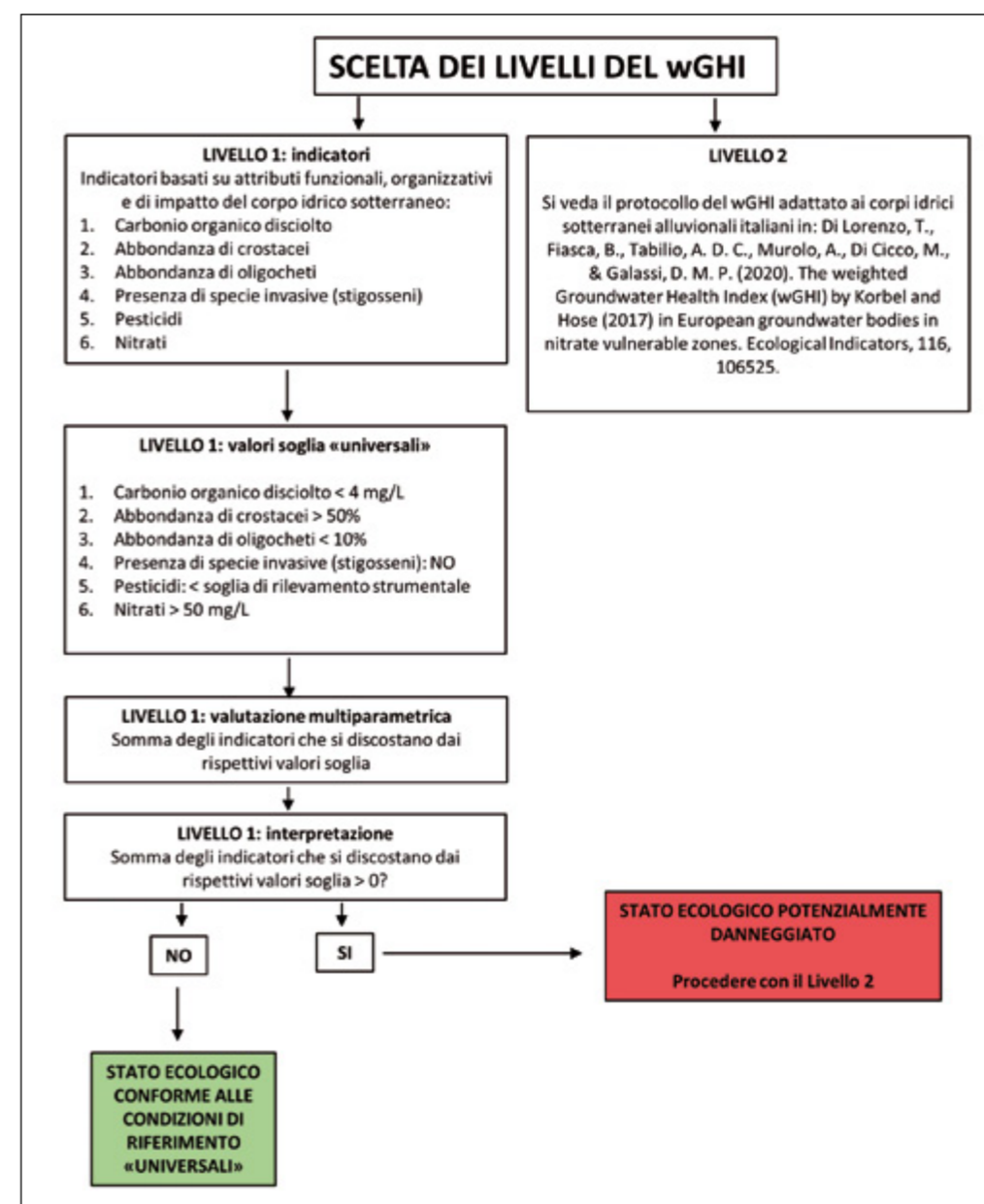
Oggi, grazie agli avanzamenti nella ricerca (Malard et al., 2023), disponiamo di metodi efficaci per valutare lo stato ecologico dei corpi idrici sotterranei di tipo alluvionale (acquiferi porosi). Il *weighted Groundwater Health Index* (wGHI; Korbel e Hose, 2011; Korbel e Hose, 2017) è un metodo per valutare lo stato ecologico in acquiferi alluvionali utilizzando una combinazione di indicatori biotici e abiotici. Il wGHI utilizza indicatori di funzionalità, organizzazione e stress ecosistemico, combinandoli in un approccio multimetrico per generare una misura univoca relativa allo stato ecologico del corpo idrico in questione. Il metodo prevede un approccio a due livelli. Il Livello 1 consente una valutazione preliminare dello stato ecologico basato su sei indicatori e utilizza valori soglia ‘universali’ per fornire una valutazione preliminare dello stato ecosistemico con costi limitati (Fig. 12.4). I criteri sono piut-

to restrittivi: se anche solo uno dei sei indicatori supera il valore soglia, il corpo idrico deve essere considerato in uno stato ecologico “potenzialmente danneggiato” e sottoposto a uno screening di secondo livello.

Il Livello 2 permette un'analisi più rigorosa della salute ecosistemica del corpo idrico. Si basa su una serie più ampia di indicatori i cui valori soglia sono determinati sulla base di corpi idrici di riferimento. Il wGHI è stato sviluppato in Australia ma è stato adattato ai corpi idrici europei e applicato con successo ad acquiferi alluvionali in territorio nazionale (Di Lorenzo

et al., 2020). Poiché lo stato ecologico di un corpo idrico può essere indicato con dei colori sulle mappe, i risultati del wGHI sono facilmente comprensibili anche dal pubblico e dai decisori politici.

Il livello 1 del wGHI risulta economicamente sostenibile poiché il monitoraggio richiesto per il suo calcolo può essere condotto attraverso la citizen science (Korbel e Hose, 2024). Il Livello 2 del wGHI non è ugualmente semplice. I metodi per il campionamento, la misurazione, l'elaborazione e l'analisi degli indicatori richiedono competenze tassonomiche ed ecologiche specialistiche.



**Figura 12.4**  
Struttura a livelli del *weighted Groundwater Health Index* per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici sotterranei alluvionali. Adattato da Korbel e Hose (2011, 2017).



# 12.4

## Strumenti modellistici di analisi e previsionali

### 12.4.1

#### Gli approcci basati sul concetto di *Aquatic States*

Per quanto riguarda gli ecosistemi fluviali, nell'allegato alla Direttiva Deflussi Ecologici, sono proposti alcuni strumenti modellistici per valutare gli effetti dell'alterazione idrologica sulle biocenosi. Oltre all'approccio *ecological status-oriented*, fondato sulla possibilità di collegare modellisticamente le metriche biologiche degli Elementi di qualità biologica della WFD alle variabili idrologiche (Buffagni et al., 2020), già brevemente descritto nel paragrafo 12.1, uno strumento che può essere particolarmente utile in un contesto di scarsità idrica è quello basato sugli Aquatic States (AS) (Gallart et al., 2012). Come già accennato nell'introduzione, gli AS rappresentano la combinazione dei diversi habitat che possono presentarsi in un segmento fluviale in un certo periodo dell'anno, in funzione delle condizioni idrologiche. Tale approccio è basato inizialmente sulla caratterizzazione del regime idrologico tramite la misura della disponibilità dell'habitat e la stagionalità delle condizioni di secca e quindi la prevedibilità della disponibilità dell'habitat. Inoltre, attraverso le curve di durata dei deflussi e misure dirette in campo, è possibile definire valori soglia per il passaggio da un AS a un altro. In particolare, il valore soglia per il passaggio allo stato *dry* è determinato mediante misure dirette. Traslando questa curva si possono valu-

tare gli effetti dello scostamento dal regime naturale o pregresso. L'analisi dei dati sul lungo periodo consente di valutare la frequenza con cui un determinato AS si è presentato in un segmento fluviale nel periodo esaminato e fornisce un'importante informazione sulla sua probabilità di occorrenza. Dato che gli AS costituiscono il link tra condizioni idrologiche, habitat e biota, questo approccio consente di stimare in maniera speditiva i possibili impatti della siccità sulle biocenosi acquatiche (Gallart et al., 2012). È comunque sempre opportuno affiancare a modelli di habitat che utilizzano solo informazioni idrologiche e/o idrauliche rilievi di una o più componenti biologiche, in quanto l'avvicinarsi di periodi di asciutta può dare origine a situazioni di habitat molto diverse tra loro e non più dipendenti dal livello idrico, con importanti conseguenze per le biocenosi presenti (Buffagni, 2021).

Oltre a questi metodi, per valutare o predire gli effetti dell'alterazione idrologica è possibile applicare modelli eco-idraulici, ossia approcci che uniscono la modellazione idrologica a quella ecologica. In letteratura ne esistono di diversi tipi, basati su scale di habitat differenti (microhabitat o mesohabitat). Tra questi la già menzionata metodologia MesohABSIM (ISPRA, 2017).

**Figura 12.4**  
Struttura a livelli del *weighted Groundwater Health Index* per la valutazione dello stato ecologico dei copri idrici sotterranei alluvionali. Adattato da Korbel e Hose (2011, 2017).

### 12.4.2

#### Modelli correlativi di distribuzione delle specie

Uno degli approcci analitici più comunemente usati come strumenti previsionali in ecologia e conservazione è quello di modellare la nicchia climatica e/o ambientale di una o più specie (Guisan e Thuiller, 2005), una pratica comunemente nota in letteratura come Ecological Niche Modelling o Species Distribution Modelling (SDM) (per una discussione terminologica si veda Peterson e Soberón, 2012). Questi modelli permettono, in un primo passaggio, di studiare le esigenze ecologiche delle specie, ma possono anche essere proiettati nello spazio e nel tempo per creare mappe di distribuzione potenziale a varie scale spaziali e/o temporali, con importanti applicazioni nello studio dei cambiamenti climatici e delle invasioni di specie aliene. Per esempio, sfruttando la disponibilità ormai comune di proiezioni eco-climatiche a breve e medio termine (10-20 anni circa), è possibile modellare la distribuzione potenziale delle specie nel futuro, secondo diversi scenari di cambiamento climatico (Morganti et al., 2017; Santini et al., 2021). Negli ultimi due decenni, la potenzialità di queste metodologie è aumentata vertiginosamente, parallelamente all'aumentata disponibilità di dati ecologici (ad esempio, GBIF, <https://www.gbif.org/>) e climatici (ad esempio, WorldClim, <https://www.worldclim.org/>) ad alta risoluzione e spesso a scala mondiale. Tuttavia, si è anche osservato un costante aumento della complessità matematica e computazionale di tali modelli (ad esempio, modelli multi-specie quali *joint species distribution modelling*, Ovaskainen e Abrego, 2020), con necessità di validare modelli con tecniche di intelligenza

artificiale (Ryo et al., 2021), atte ad ottenere previsioni sufficientemente robuste (Araújo et al., 2019; Taheri et al., 2021). Nell'ambito della valutazione dell'impatto della siccità sugli ecosistemi, sottolineiamo come gli *species distribution modelling* possano servire da strumento per stimare a breve e medio termine il cambiamento nella distribuzione e consistenza di popolazioni di piante e animali legate agli ambienti umidi, con maggior precisione a seconda di quanto sia precisa l'informazione di cui disponiamo relativamente alle esigenze ecologiche delle specie oggetto di studio e, dall'altro lato, dei cambiamenti nei regimi idrici. Va sottolineato come la pratica della modellazione della nicchia ecologica e della distribuzione abbia bisogno di robusti dati ecologici per essere efficace, specialmente di scenari futuri di cambiamento dei regimi meteo-climatici e idrologici. In questo senso, i semplici dati di presenza/assenza raccolti su vasta scala, ad esempio attraverso programmi di *citizen science* favoriti dalla diffusione di piattaforme *user-friendly* (ad esempio, iNaturalist, <https://www.inaturalist.org> oppure <https://www.ornitho.it/>) e data-repository ad accesso libero (ad esempio, GBIF, <https://www.gbif.org/>), possono svolgere un contributo fondamentale per ampliare la quantità di dati reali a disposizione dei modellisti. Uno dei maggiori limiti di queste tecniche è ancor oggi la disponibilità di dati grezzi di alta qualità e precisione di scala, come testimoniato per esempio dallo scarsissimo numero di applicazioni per quanto riguarda la modellizzazione di specie che vivono in acque sotterranee (Mammola e Leroy, 2018).

La discussione fin qui fatta ha messo in luce come la ricerca in ambito ambientale non abbia ancora esplorato coerentemente tutte le problematiche legate al tema specifico della siccità. Ciò soprattutto perché tale problematica in ambito nazionale ha assunto, purtroppo, estrema rilevanza solo recentemente. A titolo di esempio, citiamo il disallineamento fra lo sviluppo di indicatori e approcci normativi già disponibili per il Deflusso Ecologico per i sistemi lotici, e la conoscenza ancora parziale degli effetti specifici delle siccità sulle comunità litorali lacustri, per cui ogni indicatore e approccio di regolazione è ancora prematuro.

Similmente, la scelta di proporre l'utilizzo di indicatori ecologici, invece della più intuitiva quantificazione dei servizi ecosistemici, come termine di confronto in sede alla definizione di un bilancio idrico, riflette la nostra percezione dell'attuale inadeguatezza dei modelli di stima dei servizi ecosistemici nell'abbracciare l'intera complessità delle interazioni (biodiversità e funzionalità) messe in evidenza nei paragrafi precedenti. Dal 2005 a oggi sono stati sviluppati infatti numerosi modelli per la valutazione e la gestione dei servizi ecosistemici acquatici attraverso metodologie specifiche per regione, non sempre standardizzate nelle terminologie, per definire e spiegare i compromessi tra le politiche di sviluppo e quelle di conservazione, sostenibili e in grado di sostenere il futuro del Pianeta. Diversi modelli sono basati sulla categorizzazione e la modellizzazione spaziale, sugli impatti delle attività umane sul ciclo dell'acqua

andando soprattutto a quantificare e modellizzare l'acqua, l'uso e la copertura del suolo e il cambiamento climatico (ad es. InVEST, <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>). Altri utilizzano un approccio qualitativo basato su informazioni provenienti dal telerilevamento satellitare, mappe, indagini e altri dati ausiliari. Altri valutano i servizi ecosistemici solo da un punto di vista economico. Altri ancora hanno proposto con successo lo strumento ARTificial Intelligence for Ecosystem Services (ARIES) che ha integrato i servizi ecosistemici nelle decisioni e nelle politiche. I modelli sviluppati fino ad ora considerano però solo un numero limitato di servizi o benefici ecosistemici, quelli più noti e facilmente modellabili come quelli legati alla regolazione e all'approvvigionamento, il che limita la capacità di esplorare le interazioni reciproche tra tutti i servizi. Dovrebbero quindi essere sviluppati nuovi metodi per integrare i servizi ecosistemici maggiormente utilizzati con, ad esempio, quelli culturali, che sono più difficili da valutare perché si basano su percezioni personali.

La ricerca scientifica nell'ambito della valutazione dei servizi ecosistemici è in continua evoluzione ma permangono ancora oggi sostanziali lacune tra il potenziale, i risultati di tali valutazioni, e la loro attuazione sul campo. In sintesi si può dire che:

- molti impatti delle attività umane e dei compromessi tra la domanda di servizi ecosistemici e la loro offerta rimangono inosservati e non entrano nelle varie strategie di gestione;

- le interazioni tra i processi sociali ed ecologici non sono molto spesso incorporate negli strumenti di valutazione dei servizi ecosistemici portando a previsioni imprecise e incomplete;

- la mancanza di definizioni standardizzate e di interpretazioni concettuali comuni riguardo al concetto di servizi ecosistemici e del loro valore può portare a risultati contrastanti e a interpretazioni faziose;

- la maggior parte dei modelli non dispone di componenti critiche di complessità necessarie per rispondere pienamente alle domande su quando, dove e come la natura contribuisce ai servizi ecosistemici fornendo il benessere umano.

Un esempio che permette di capire la complessità della stima dei servizi ecosistemici è costituito dalle zone umide (*wetlands*), tra le quali sono solitamente incluse le lagune, le paludi, le torbiere, le foci, gli stagni, ma anche le valli da pesca, le risaie e alcuni laghi e fiumi con caratteristiche di marcata variabilità. Si tratta di ecosistemi che, per le loro caratteristiche peculiari, sono di enorme rilevanza ecologica. Tra le loro funzioni ecosistemiche ci sono la regolazione di eventi idrologici estremi, la regolazione del clima su scala locale, la ricarica della falda, la depurazione delle acque, il sequestro di carbonio, il controllo dell'erosione del suolo e, soprattutto, lo sviluppo di habitat specifici che favoriscono la biodiversità. Dalle molte definizioni proposte di "area umida" si evince che una zona umida non è catalogabile tra le acque superficiali né tra quelle sotterranee e che è caratterizzata da una forte variabilità dell'ecosistema. Perciò modelli e approcci utilizzati per gli altri corpi idrici devono essere adattati al particolare contesto della zona umida, tenendo conto in particolare dei possibili *leverage points* (ad esempio, una variazione minima delle condizioni ossidative o di inondazione del suolo può provocare effetti molto forti

su produzione di metano e vegetazione). Inoltre, la sua gestione è strettamente legata alla funzionalità che si vuole perseguire. Approcciarsi allo studio di una zona umida richiede di stimare e prevedere gli effetti delle attività antropiche, dei cambiamenti climatici e delle scelte gestionali su una serie molto ampia di funzioni ecosistemiche, alcune delle quali in contrasto tra di loro. Al momento gli approcci modellistici si concentrano su un aspetto di funzionalità alla volta: i modelli idraulici sono principalmente orientati alla mitigazione delle piene; quelli biogeochimici alla stima del sequestro di carbonio, del recupero di nutrienti e delle emissioni di metano; quelli depurativi si concentrano sulla rimozione di nutrienti e altri contaminanti; quelli vegetativi guardano agli effetti su flora e fauna. La gestione di una zona umida richiede, però, di tenere conto di varie funzioni ecosistemiche al contempo (Janse et al., 2019). Sinora, quando si è tentato di dare una risposta complessiva alla gestione delle zone umide, sono stati proposti solo dei metodi basati su interviste, valutazioni economiche o altri approcci puramente qualitativi. Servono nuovi approcci, che possano integrare i modelli deterministici e molto parziali utilizzati sinora in maniera settoriale.

Gestire gli ecosistemi e i loro servizi nell'ambito della siccità legata al cambiamento climatico è una sfida scientifica ma anche politica, tanto più urgente quanto più il cambiamento climatico sta modificando gli ecosistemi e i loro servizi. Risulta quindi basilare definire nuovi modelli e strategie di gestione che tengano conto anche dei feedback e delle interazioni tra più benefici ecosistemici, tra questi e le attività umane, quali lo sfruttamento eccessivo, e la presenza di nuove tecnologie. Una mancanza di comprensione di tutte queste interazioni può portare a decisioni gestionali non solo inutili e costose, ma anche dannose.

Amalfitano, S., Fazi, S., Zoppini, A., Barra Caracciolo, A., Grenni, P., Puddu, A., 2008. Responses of benthic bacteria to experimental drying in sediments from Mediterranean temporary rivers. *Microb. Ecol.* 55, 270–279. <https://doi.org/10.1007/s00248-007-9274-6>

Amraoui, N., Sbai, M.A., Stollsteiner, P., 2019. Assessment of climate change impacts on water resources in the Somme river basin (France). *Water Resour. Manag.* 33, 2073–2092. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02230-x>

Araújo, M.B., Anderson, R.P., Barbosa, A.M., Beale, C.M., Dormann, C.F., Early, R., Garcia, R.A., Guisan, A., Maiorano, L., Naimi, B., O'Hara, R.B., Zimmermann, N.E., Rahbek, C., 2019. Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Sci. Adv.* 5, eaat4858. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat4858>

Auer, I., Böhm, R., Jurkovic, A., Lipa, W., Orlik, A., Potzmann, R., Schöner, W., Ungerböck, M., Matulla, C., Briffa, K., Jones, P., Efthymiadis, D., Brunetti, M., Nanni, T., Maugeri, M., Mercalli, L., Mestre, O., Moisselin, J.M., Begert, M., Müller-Westermeier, G., Kveton, V., Bochnicek, O., Stastny, P., Lapin, M., Szalai, S., Szentimrey, T., Cegnar, T., Dolinar, M., Gajic-Capka, M., Zaninovic, K., Majstorovic, Z., Nieplova, E., 2007. HISTALP - Historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. *Int. J. Climatol.* 27, 17–46. <https://doi.org/10.1002/joc.1377>

Balestrini, R., Arese, C., Delconte, C., 2008. Lacustrine wetland in an agricultural catchment: nitrogen removal and related biogeochemical processes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12, 539–550. <https://doi.org/10.5194/hess-12-539-2008>

Balestrini, R., Arese, C., Delconte, C.A., Lotti, A., Salerno, F., 2011. Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the Po River watershed, Italy. *Ecol. Eng.* 37, 148–157. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2010.08.003>

Balestrini, R., Buffagni, A., Biazzini, D., Erba, S., Cazzola, M., Delconte, C., Palumbo, M.T.,

Mingazzini, M., 2013. Rapporto tecnico - Ciclo dei nutrienti e stato ecologico buono: proposta di nuove misure basate sulle caratteristiche di habitat e idromorfologiche locali degli ambienti acquatici e possibilità di up-scaling. Deliverable I3d3 – Project INHABIT LIFE08 ENV/

Balestrini, R., Delconte, C.A., Palumbo, M.T., Buffagni, A., 2018. Biotic control of in-stream nutrient retention in nitrogen-rich springs (Po Valley, Northern Italy). *Ecol. Eng.* 122, 303–314. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2018.08.014>

Balestrini, R., Sacchi, E., Tidili, D., Delconte, C.A., Buffagni, A., 2016. Factors affecting agricultural nitrogen removal in riparian strips: Examples from groundwater-dependent ecosystems of the Po Valley (Northern Italy). *Agric. Ecosyst. Environ.* 221, 132–144. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.034>

Boggero, A., Zaupa, S., Musazzi, S., Rogora, M., Dumnicka, E., Lami, A., 2019. Environmental factors as drivers for macroinvertebrate and diatom diversity in Alpine lakes: New insights from the Stelvio National Park (Italy). *J. Limnol.* 78, 147–162. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2019.1863>

Boggero, A., Kamburska, L., Zaupa, S., Ciampittiello, M., Rogora, M., Di Lorenzo, T., 2022. Synoptic results on the potential impacts of the Lake Maggiore water management strategy on freshwater littoral ecosystems and invertebrate biocoenosis (NW, Italy). *J. Limnol.* 81. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2022.2147>

Boggero, A., Croci, C., Zanaboni, A., Zaupa, S., Paganelli, D., Garzoli, L., Bras, T., Busiello, A., Orru, A., Beatrizzotti, S., Kamburska, L., 2023. New records of the spiny-cheek crayfish *Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817): expansion in subalpine lakes in North-western Italy. *Bioinvasions Rec.* 12, 445–456. <https://doi.org/10.3391/bir.2023.12.2.09>

Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*

589, 91–106. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0723-5>

Buffagni, A., Erba, S., Cazzola, M., Murray-Bligh, J., Soszka, H., Genoni, P., 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia* 566, 379–399. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0082-7>

Buffagni, A., Erba, S., Furse, M.T., 2007. A simple procedure to harmonize class boundaries of assessment systems at the pan-European scale. *Environ. Sci. Policy* 10, 709–724. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsci.2007.03.005>

Buffagni, A., Erba, S., Armanini, D.G., 2010. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquat. Sci.* 72, 45–60. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0112-4>

Buffagni, A., Demartini, D., Terranova, L., 2013. Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali, Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del C.N.R., Roma, 1/i, 262 pp

Buffagni, A., Barca, E., Erba, S., Balestrini, R., 2019. In-stream microhabitat mosaic depicts the success of mitigation measures and controls the Ecological Potential of benthic communities in heavily modified rivers. *Sci. Total Environ.* 673, 489–501. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.124>

Buffagni, A., Erba, S., Cazzola, M., Barca, E., Belfiore, C., 2020. The ratio of lentic to lotic habitat features strongly affects macroinvertebrate metrics used in southern Europe for ecological status classification. *Ecol. Indic.* 117, 106563. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106563>

Buffagni, A., 2021. The lentic and lotic characteristics of habitats determine the distribution of benthic macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Freshw. Biol.* 66, 13–34. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/fwb.13596>

Cifoni, M., Boggero, A., Rogora, M., Ciampittiello, M., Martín, A., Galassi, D., Fiasca, B., Di Lorenzo, T., 2024. Effects of human-induced water level fluctuations on copepod assemblages of the littoral zone of Lake Maggiore. *Hydrobiologia* 849, 3545–3564. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04960-3>

Colombo, N., Balestrini, R., Godone, D., Vione, D., Said-Pullicino, D., Viviano, G., Martin, M., Delconte, C.A., Fratianni, S., Capodaglio, A.G., Pintaldi, E., Freppaz, M., Salerno, F., 2024. High-resolution temporal variations of nitrate in a high-elevation pond in alpine tundra (NW Italian Alps). *Catena* 235, 107635. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107635>

Datry, T., Corti, R., Claret, C., Philippe, M., 2011. Flow intermittence controls leaf litter breakdown in a French temporary alluvial river: The “drying memory.” *Aquat. Sci.* 73, 471–483. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0193-8>

Datry, T., Boulton, A.J., Bonada, N., Fritz, K., Leigh, C., Sauquet, E., Tockner, K., Huguency, B., Dahm, C.N., 2018. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. *J. Appl. Ecol.* 55, 353–364. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12941>

De Girolamo, A.M., Balestrini, R., D'Ambrosio, E., Pappagallo, G., Soana, E., Lo Porto, A., 2017a. Anthropogenic input of nitrogen and riverine export from a Mediterranean catchment. The Celone, a temporary river case study. *Agric. Water Manag.* 187, 190–199. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.03.025>

De Girolamo, A. M., Bouraoui, F., Buffagni, A., Pappagallo, G., Lo Porto, A., 2017b. Hydrology under climate change in a temporary river system: Potential impact on water balance and flow regime. *River Res. Appl.* 33, 1219–1232. <https://doi.org/10.1002/rra.3165>

De Girolamo, A.M., Barca, E., Leone, M., Lo Porto, A., 2022. Impact of long-term climate change on flow regime in a Mediterranean basin. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 41, 101061. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eirh.2022.101061>

De Niel, J., Van Uytven, E., Willems, P., 2019. Uncertainty Analysis of Climate Change Impact on River Flow Extremes Based on a Large Multi-Model Ensemble. *Water Resour. Manag.* 33, 4319–4333. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02370-0>

Di Lorenzo, T., Fiasca, B., Di Camillo Tabilio, A., Murolo, A., Di Cicco, M., Galassi, D.M.P., 2020. The weighted Groundwater Health Index (wGHI) by Korbel and Hose (2017) in European groundwater bodies in nitrate vulnerable zones. *Ecol. Indic.* 116, 106525. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106525>

- Doretto, A., Bona, F., Falasco, E., Morandini, D., Piano, E., Fenoglio, S., 2020. Stay with the flow: How macroinvertebrate communities recover during the rewetting phase in Alpine streams affected by an exceptional drought. *River Res. Appl.* 36, 91–101. <https://doi.org/10.1002/rra.3563>
- Durance, I., Ormerod, S.J., 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Glob. Chang. Biol.* 13, 942–957. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01340.x>
- EEA, 2018. Report No 7/2018. European waters. Assessment of status and pressures 2018. Luxembourg. <https://doi.org/doi:10.2800/303664>
- Extence, C.A., Balbi, D.M., Chadd, R.P., 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regul. Rivers Res. Manag.* 15, 545–574. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199911/12\)15:6%3C545::AID-RR-R561%3E3.O.CO;2-W](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1099-1646(199911/12)15:6%3C545::AID-RR-R561%3E3.O.CO;2-W)
- Fasola, M., Cardarelli, E., Ranghetti, L., Boncompagni, E., Pellitteri-Rosa, D., Delle Monache, D., Morganti, M., 2022. Changes in rice cultivation affect population trends of herons and egrets in Italy. *Glob. Ecol. Conserv.* 36, e02135. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02135>
- Fasola, M., Pellitteri-Rosa, D., Pinoli, G., Alessandria, G., Boncompagni, E., Boano, G., Brangi, A., Carpegna, F., Cassone, P., Della Toffola, M., Ferlini, F., Gagliardi, A., Gargioni, A., Gola, L., Grattini, N., Gustin, M., Lavezzi, F., Maffezzoli, L., Martignoni, C., Musumeci, R., Pirota, G., Provini, I., Ravasini, M., Re, A., Riboni, B., Tamietti, A., Viganò, E., Morganti, M., 2023. Five decades of breeding populations census for 12 species of colonial waterbirds in northwestern Italy. *Sci. Data* 10, 239. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02072-8>
- Gallart, F., Prat, N., Garca-Roger, E.M., Latron, J., Rieradevall, M., Llorens, P., Barbera, G.G., Brito, D., De Girolamo, A.M., Lo Porto, A., Buffagni, A., Erba, S., Neves, R., Nikolaidis, N.P., Perrin, J.L., Querner, E.P., Quinoneiro, J.M., Tournoud, M.G., Tzoraki, O., Skoulikidis, N., Gamez, R., Gomez, R., Froebrich, J., 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 3165–3182. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3165-2012>
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Bertocchi, S., Brusconi, S., Al, I., Mazza, G., Scalici, M., Tricarico, E., 2014. Un contributo multidisciplinare alla conoscenza dei gamberi alloctoni del Lazio, in: Monaco, A. (Ed.), *Alieni: La Minaccia Delle Specie Alloctone per La Biodiversità Del Lazio*. Palombi editori, Roma, pp. 116–135.
- Giuntoli, I., Vidal, J.P., Prudhomme, C., Hannah, D.M., 2015. Future hydrological extremes: The uncertainty from multiple global climate and global hydrological models. *Earth Syst. Dyn.* 6, 267–285. <https://doi.org/10.5194/esd-6-267-2015>
- Griebler, C., Avramov, M., 2015. Groundwater ecosystem services: A review. *Freshw. Sci.* 34, 355–367. <https://doi.org/10.1086/679903>
- Griebler, C., Avramov, M., Hose, G., 2019. Groundwater Ecosystems and Their Services: Current Status and Potential Risks BT, in: Schröter, M., Bonn, A., Klotz, S., Seppelt, R., Baessler, C. (Eds.), *Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks, and Societal Responses*, Springer pp. 197–203. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0\\_31](https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0_31)
- Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8, 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Harjung, A., Sabater, F., Butturini, A., 2018. Hydrological connectivity drives dissolved organic matter processing in an intermittent stream. *Limnologia* 68, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.02.007>
- Harrison, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., Hallslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamăna, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., Turkelboom, F., 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosyst. Serv.* 9, 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>
- Hose, G.C., Chariton, A.A., Daam, M.A., Di Lorenzo, T., Galassi, D.M.P., Halse, S.A., Reboleira, A.S.P.S., Robertson, A.L., Schmidt, S.I., Korb, K.L., 2022. Invertebrate traits, diversity and the vulnerability of groundwater ecosystems. *Funct. Ecol.* 36, 2200–2214. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14125>
- Iammarino, S., Rodriguez-Pose, A., Storper, M., 2019. Regional inequality in Europe: Evidence, theory and policy implications. *J. Econ. Geogr.* 19, 273–298. <https://doi.org/10.1093/jeg/lby021>
- Inácio, M., Barceló, D., Zhao, W., Pereira, P., 2022. Mapping lake ecosystem services: A systematic review. *Sci. Total Environ.* 847. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157561>
- IPCC, 2023. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14125>
- ISPRA, 2017. Manuale tecnico-operativo per la modellazione e la valutazione dell'integrità dell'habitat fluviale. Manuali e Linee Guida 154/2017, ISPRA, Roma.
- ISPRA, 2023. Ambiente in Italia: uno sguardo d'insieme. Annuario dei dati ambientali 2022. Roma.
- Janse, J.H., van Dam, A.A., Hes, E.M.A., de Klein, J.J.M., Finlayson, C.M., Janssen, A.B.G., van Wijk, D., Mooij, W.M., Verhoeven, J.T.A., 2019. Towards a global model for wetlands ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 36, 11–19. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coesust.2018.09.002>
- Kamburska, L., Lauceri, R., Riccardi, N., 2013. Establishment of a new alien species in Lake Maggiore (Northern Italy): *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Aquat. Invasions* 8, 111–116. <https://doi.org/10.3391/ai.2013.8.1.13>
- Korb, K.L., Hose, G.C., 2011. A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. *Hydrobiologia* 661, 329–349. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0541-z>
- Korb, K.L., Hose, G.C., 2017. The weighted groundwater health index: Improving the monitoring and management of groundwater resources. *Ecol. Indic.* 75, 164–181. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2016.11.039>
- Korb, K.L., Hose, G.C., 2024. Monitoring groundwater health using citizen scientists in semi-arid regional Australia round Water, in stampa. <https://doi.org/10.1111/gwat.13407>
- Kotlarski, S., Gobiet, A., Morin, S., Olefs, M., Rajczak, J., Samacoïts, R., 2023. 21st Century alpine climate change. *Clim. Dyn.* 60, 65–86. <https://doi.org/10.1007/s00382-022-06303-3>
- Laini, A., Burgazzi, G., Chadd, R., Englund, J., Tziortzis, I., Ventrucci, M., Vezza, P., Wood, P.J., Viaroli, P., Guareschi, S., 2022. Using invertebrate functional traits to improve flow variability assessment within European rivers. *Sci. Total Environ.* 832, 155047. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155047>
- Malard, F., Griebler, C., Rétaux, S.B.T., 2023. Groundwater ecology and evolution: an introduction, Academic Press, San Diego, pp. 640. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819119-4.00026-3>
- Mammola, S., Leroy, B., 2018. Applying species distribution models to caves and other subterranean habitats. *Ecography* 41, 1194–1208. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ecog.03464>
- Mammola, S., Piano, E., Cardoso, P., Vernon, P., Domínguez-Villar, D., Culver, D.C., Pipan, T., Isaia, M., 2019. Climate change going deep: The effects of global climatic alterations on cave ecosystems. *Anthr. Rev.* 6, 98–116. <https://doi.org/10.1177/2053019619851594>
- Mammola, S., Meierhofer, M.B., Borges, P.A. V, Colado, R., Culver, D.C., Deharveng, L., Delić, T., Di Lorenzo, T., Dražina, T., Ferreira, R.L., Fiasca, B., Fišer, C., Galassi, D.M.P., Garzoli, L., Gerovasileiou, V., Griebler, C., Halse, S., Howarth, F.G., Isaia, M., Johnson, J.S., Komerički, A., Martínez, A., Milano, F., Moldovan, O.T., Nanni, V., Nicolosi, G., Niemiller, M.L., Pallarés, S., Pavlek, M., Piano, E., Pipan, T., Sanchez-Fernandez, D., Santangeli, A., Schmidt, S.I., Wynne, J.J., Zagmajster, M., Zakšek, V., Cardoso, P., 2022. Towards evidence-based conservation of subterranean ecosystems. *Biol. Rev.* 97, 1476–1510. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/brv.12851>
- Martin-Ortega, J., Ferrier, R.C., Gordon, I.J., Khan, S., 2015. Water ecosystem services: a global perspective, International Hydrology Series, Cambridge University Press, Cambridge, pp 173,

- Matthews, W.J., Marsh-Matthews, E., 2003. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshw. Biol.* 48, 1232–1253. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01087.x>
- Mermillod-Blondin, F., Hose, G.C., Simon, K.S., Korbel, K., Avramov, M., Vorste, R. Vander, 2023. Role of invertebrates in groundwater ecosystem processes and services, in: Malard, F., Griebler, C., Rétaux, S.B.T. (Eds.), *Groundwater Ecology and Evolution*. Academic Press, San Diego, pp. 263–281. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819119-4.00008-1>
- Moccia, D., Salvadori, L., Ferrari, S., Carucci, A., Pusceddu, A., 2020. Implementation of the EU ecological flow policy in Italy with a focus on Sardinia. *Adv. Oceanogr. Limnol.* 11. <https://doi.org/10.4081/aiol.2020.8781>
- Morganti, M., Preatoni, D., Sarà, M., 2017. Climate determinants of breeding and wintering ranges of lesser kestrels in Italy and predicted impacts of climate change. *J. Avian Biol.* 48, 1595–1607. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jav.01179>
- Mosley, L.M., 2015. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Science Rev.* 140, 203–214. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.11.010>
- Munné, A., Bonada, N., Cid, N., Gallart, F., Solà, C., Bardina, M., Rovira, A., Sierra, C., Soria, M., Fortuño, P., Llorens, P., Latron, J., Estrela, T., Fidalgo, A., Serrano, I., Jiménez, S., Vega, R., Prat, N., 2021. A Proposal to Classify and Assess Ecological Status in Mediterranean Temporary Rivers: Research Insights to Solve Management Needs. *Water* 13. <https://doi.org/10.3390/w13060767>
- Nanni, V., Piano, E., Cardoso, P., Isaia, M., Mammola, S., 2023. An expert-based global assessment of threats and conservation measures for subterranean ecosystems. *Biol. Conserv.* 283, 110136. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110136>
- O'Reilly, C.M., Rowley, R.J., Schneider, P., Lenters, J.D., Mcintyre, P.B., Kraemer, B.M., 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42: 1-9. *Geophys. Res. Lett.* 1-9. <https://doi.org/10.1002/2015GL066235>
- Ovaskainen, O., Abrego, N., 2020. Joint species distribution modelling: with applications in R, Series "Ecology, Biodiversity and Conservation." Cambridge University Press, Cambridge, UK. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/9781108591720>
- Papa Francesco, 2015. Lettera enciclica LAUDATO SI' del Santo Padre Francesco sulla cura della casa comune.
- Pareeth, S., Bresciani, M., Buzzi, F., Leoni, B., Lepori, F., Ludovisi, A., Morabito, G., Adrian, R., Neteler, M., Salmaso, N., 2017. Warming trends of perialpine lakes from homogenised time series of historical satellite and in-situ data. *Sci. Total Environ.* 578, 417–426. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.199>
- Pastor, A. V., Tzoraki, O., Bruno, D., Kaletová, T., Mendoza-Lera, C., Alamanos, A., Brummer, M., Datry, T., De Girolamo, A.M., Jakubinský, J., Logar, I., Loures, L., Ilhéu, M., Koundouri, P., Nunes, J.P., Quintas-Soriano, C., Sykes, T., Truchy, A., Tsani, S., Jorda-Capdevila, D., 2022. Rethinking ecosystem service indicators for their application to intermittent rivers. *Ecol. Indic.* 137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2022.108693>
- Peterson, A.T., Soberón, J., 2012. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. *Nat. & Conserv.* 10, 102–107.
- Piano, E., Doretto, A., Falasco, E., Fenoglio, S., Gruppuso, L., Nizzoli, D., Viaroli, P., Bona, F., 2019. If Alpine streams run dry: the drought memory of benthic communities. *Aquat. Sci.* 81, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0629-0>
- Pinna, M., Marini, G., Cristiano, G., Mazzotta, L., Vignini, P., Cicolani, B., Di Sabatino, A., 2016. Influence of aperiodic summer droughts on leaf litter breakdown and macroinvertebrate assemblages: testing the drying memory in a Central Apennines River (Aterno River, Italy). *Hydrobiologia* 782, 111–126. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2854-z>
- Piscia, R., Volta, P., Boggero, A., Manca, M., 2011. The invasion of Lake Orta (Italy) by the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852): a new threat to an unstable environment. *Aquat. Invasions* 6, S45–S48. <https://doi.org/10.3391/ai.2011.6.S1.010>
- Prosser, R.S., Hoekstra, P.F., Gene, S., Truman, C., White, M., Hanson, M.L., 2020. A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. *J. Environ. Manage.* 261, 110210. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110210>
- PSAC, 2009. Water and water management issues: report on the state of the Alps: Alpine Convention: summary. Permanent Secretariat of the Alpine Convention, Bolzano
- Quadroni, S., Crosa, G., Gentili, G., Espa, P., 2017. Response of stream benthic macroinvertebrates to current water management in Alpine catchments massively developed for hydropower. *Sci. Total Environ.* 609, 484–496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.099>
- Quadroni, S., Laini, A., Salmaso, F., Servanzi, L., Gentili, G., Zaccara, S., Espa, P., Crosa, G., 2022. Towards ecological flows: status of the benthic macroinvertebrate community during summer low-flow periods in a regulated lowland river. *J. Limnol.* 81. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2022.2139>
- Quadroni, S., Crosa, G., 2023. WP5 - Valutazione degli effetti delle variazioni dei livelli sul sistema fiume attraverso nuovi indicatori - Report del Progetto Intereg Parchi Verbano Ticino. Varese.
- Ranghetti, L., Boschetti, M., 2022. Updated trends of water management practice in the Italian rice paddies from remotely sensed imagery. *Eur. J. Remote Sens.* 55, 1–9. <https://doi.org/10.1080/22797254.2021.2002726>
- Ryo, M., Angelov, B., Mammola, S., Kass, J.M., Benito, B.M., Hartig, F., 2021. Explainable artificial intelligence enhances the ecological interpretability of black-box species distribution models. *Ecography (Cop.)*. 44, 199–205. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ecog.05360>
- Sabater, S., Timoner, X., Borrego, C., Acuña, V., 2016. Stream biofilm responses to flow intermittency: From cells to ecosystems. *Front. Environ. Sci.* 4, 1–10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00014>
- Sacchi, S., Torrini, G., Marianelli, L., Mazza, G., Fumagalli, A., Cavagna, B., Ciampitti, M., Roversi, P.F., 2021. Control of Meloidogyne graminicola a Root-Knot Nematode Using Rice Plants as Trap Crops: Preliminary Results. *Agriculture*. <https://doi.org/10.3390/agriculture11010037>
- Saccò, M., Mammola, S., Altermatt, F., Alther, R., Bolpagni, R., Brancelj, A., Brankovits, D., Fišer, C., Gerovasileiou, V., Griebler, C., Guareschi, S., Hose, G.C., Korbel, K., Lictevout, E., Malard, F., Martínez, A., Niemiller, M.L., Robertson, A., Tanalgo, K.C., Bichuette, M.E., Borko, Š., Brad, T., Campbell, M.A., Cardoso, P., Celico, F., Cooper, S.J.B., Culver, D., Di Lorenzo, T., Galassi, D.M.P., Guzik, M.T., Hartland, A., Humphreys, W.F., Ferreira, R.L., Lunghi, E., Nizzoli, D., Perina, G., Raghavan, R., Richards, Z., Reboleira, A.S.P.S., Rohde, M.M., Fernández, D.S., Schmidt, S.I., van der Heyde, M., Weaver, L., White, N.E., Zagmajster, M., Hogg, I., Ruhi, A., Gagnon, M.M., Allentoft, M.E., Reinecke, R., 2024. Groundwater is a hidden global keystone ecosystem. *Glob. Chang. Biol.* 30. <https://doi.org/10.1111/gcb.17066>
- Salerno, F., Gambelli, S., Viviano, G., Thakuri, S., Guyennon, N., D'Agata, C., Diolaiuti, G., Smiraglia, C., Stefani, F., Bocchiola, D., Tartari, G., 2014. High alpine ponds shift upwards as average temperatures increase: A case study of the Ortles-Cevedale mountain group (Southern Alps, Italy) over the last 50 years. *Glob. Planet. Change* 120, 81–91. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2014.06.003>
- Salmaso, F., Crosa, G., Espa, P., Gentili, G., Quadroni, S., Zaccara, S., 2018a. Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environ. Monit. Assess.* 190. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6390-8>
- Salmaso, N., Anneville, O., Straile, D., Viaroli, P., 2018b. European large perialpine lakes under anthropogenic pressures and climate change: present status, research gaps and future challenges. *Hydrobiologia* 824, 1–32. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3758-x>
- Santini, L., Benítez-López, A., Maiorano, L., Čengić, M., Huijbregts, M.A.J., 2021. Assessing the reliability of species distribution projections in climate change research. *Divers. Distrib.* 27, 1035–1050. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.13252>
- Schiavon, A., Comoglio, C., Candiotto, A., Spairani, M., Hölker, F., Tarena, F., Watz, J., Nyqvist, D., 2024. Navigating the drought: upstream migration of a small-sized Cypriniformes (*Telestes muticellus*) in response to drying in a partially intermittent mountain stream.

- Sherwood, S.C., Webb, M.J., Annan, J.D., Armour, K.C., Forster, P.M., Hargreaves, J.C., Hegerl, G., Klein, S.A., Marvel, K.D., Rohling, E.J., Watanabe, M., Andrews, T., Braconnot, P., Bretherton, C.S., Foster, G.L., Hausfather, Z., von der Heydt, A.S., Knutti, R., Mauritsen, T., Norris, J.R., Proistosescu, C., Rugenstein, M., Schmidt, G.A., Tokarska, K.B., Zelinka, M.D., 2020. An Assessment of Earth's Climate Sensitivity Using Multiple Lines of Evidence. *Rev. Geophys.* 58, 1–93. <https://doi.org/10.1029/2019RG000678>
- Skoulikidis, N.T., Sabater, S., Datry, T., Morais, M.M., Buffagni, A., Dörflinger, G., Zogaris, S., del Mar Sánchez-Montoya, M., Bonada, N., Kalogianni, E., Rosado, J., Vardakas, L., De Girolamo, A.M., Tockner, K., 2017. Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: Status, pressures, and challenges for research and management. *Sci. Total Environ.* 577, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.147>
- Soana, E., Balestrini, R., Vincenzi, F., Bartoli, M., Castaldelli, G., 2017. Mitigation of nitrogen pollution in vegetated ditches fed by nitrate-rich spring waters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 243, 74–82. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.004>
- Southwood, B., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *J. Anim. Ecol.* 46, 336.
- Stefani, F., Schiavon, A., Tirozzi, P., Gomarasca, S., Marziali, L., 2020. Functional response of fish communities in a multistressed freshwater world. *Sci. Total Environ.* 740, 139902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139902>
- Taheri, S., Naimi, B., Rahbek, C., Araújo, M.B., 2021. Improvements in reports of species redistribution under climate change are required. *Sci. Adv.* 7, eabe1110. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1110>
- Tiberti, R., Buscaglia, F., Callieri, C., Rogora, M., Tartari, G., Sommaruga, R., 2020. Food web complexity of high mountain lakes is largely affected by glacial retreat. *Ecosystem* 23, 1093–1106. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00457-8>
- Tilman, D., Isbell, F., Cowles, J.M., 2014. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 471–493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>
- Timoner, X., Acuña, V., Von Schiller, D., Sabater, S., 2012. Functional responses of stream biofilms to flow cessation, desiccation and rewetting. *Freshw. Biol.* 57, 1565–1578. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02818.x>
- Tiwari, T., Sponseller, R.A., Laudon, H., 2022. The emerging role of drought as a regulator of dissolved organic carbon in boreal landscapes. *Nat. Commun.* 13, 5125. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-32839-3>
- Vaccarelli, I., Colado, R., Pallarés, S., Galassi, D.M.P., Sánchez-Fernández, D., Di Cicco, M., Meierhofer, M.B., Piano, E., Di Lorenzo, T., Mammola, S., 2023. A global meta-analysis reveals multilevel and context-dependent effects of climate change on subterranean ecosystems. *One Earth* 6, 1510–1522. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2023.09.001>
- Venarsky, M., Simon, K.S., Saccò, M., François, C., Simon, L., Griebler, C., 2023. Chapter 10 - Groundwater food webs, in: Malard, F., Griebler, C., Rétaux, S.B.T. (Eds) *Groundwater Ecology and Evolution*, Academic Press, San Diego, pp. 241–261. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819119-4.00010-X>
- Verbrugge, L.N.H., van der Velde, G., Jan Hendriks, A., Verreycken, H., Leuven, R.S.E.W., 2012. Risk classifications of aquatic non-native species: Application of contemporary European assessment protocols in different biogeographical settings. *Aquat. Invasions* 7, 49–58. <https://doi.org/10.3391/ai.2012.71.006>
- Xu, J., Barrett, B., Renaud, F.G., 2022. Ecosystem services and disservices in the Luanhe River Basin in China under past, current and future land uses: implications for the sustainable development goals. *Sustain. Sci.* 17, 1347–1364. <https://doi.org/10.1007/s11625-021-01078-8>
- Yang, X., Zhang, X., Graeber, D., Hensley, R., Jarvie, H., Lorke, A., Borchardt, D., Li, Q., Rode, M., 2023. Large-stream nitrate retention patterns shift during droughts: Seasonal to sub-daily insights from high-frequency data-model fusion. *Water Res.* 243, 120347. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120347>

## How to cite

12

Stefani, F., Quadroni, S., Boggero, A., Di Lorenzo, T., Balestrini, R., Morganti, M., Vergine, P., Mammola, S., Ciampitiello, M., Buffagni, A., Barra Caracciolo, A., Fontaneto, D. 2024. "Siccità ed ecosistemi", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 475-510. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/12>

**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.

