

# Paesaggi fluviali: dinamica dei sedimenti e connettività

Ricerca orientata alla pratica sulla sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

Ufficio federale dell'ambiente UFAM

# Paesaggi fluviali: dinamica dei sedimenti e connettività

Ricerca orientata alla pratica sulla sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua

# Nota editoriale

## Editore

Ufficio federale dell'ambiente (UFAM)

L'UFAM è un ufficio del Dipartimento federale dell'ambiente, dei trasporti, dell'energia e delle comunicazioni (DATEC).

## Istituti di ricerca

Istituto per la ricerca sulle acque dei Politecnici federali Eawag  
Plateforme de constructions hydrauliques PL-LCH, (EPFL)  
Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW,  
(ETH Zurich)

Istituto federale di ricerca per la foresta, la neve e il paesaggio WSL

## Gestione del progetto

Anna Belser (coordinamento progetto; UFAM),  
Christoph Scheidegger (WSL), Sabine Fink (WSL),  
Christine Weber (Eawag), David Vetsch (ETH Zurich),  
Carmelo Juez (EPFL), Giovanni De Cesare (EPFL)

## Gruppo d'accompagnamento

### UFAM

Diego Dagani, Katharina Edmaier, Rémy Estoppey, Lorenzo Gorla,  
Susanne Haertel-Borer, Christian Holzgang, Andreas Knutti,  
Stephan Lussi, Benoît Magnin, Antoine Magnollay, Manuel Nitsche,  
Martin Pfaundler, Carlo Scapozza, Adrian Schertenleib,  
Gregor Thomas

### Cantoni

Norbert Kräuchi (AG), Christian Marti (ZH), Vinzenz Maurer (BE),  
Erik Olbrecht (GR), Pascale Ribordy (FR), Thomas Stucki (AG)

### Istituti di ricerca

Johny Wüest (Eawag), Christoph Vorburger (Eawag),  
Anton Schleiss (EPFL), Giovanni De Cesare (EPFL), Robert Boes  
(ETH Zurich), Christoph Hegg (WSL), Rolf Holderegger (WSL)

### Studi d'ingegneria

Tamara Ghilardi (CSD Ingénieurs SA), Lukas Hunzinger  
(Flussbau AG SAH), Sandro Ritler (Holinger AG)

### Altri

Roger Pfammatter (Associazione svizzera di economia delle  
acque SWV), Andreas Stettler (SWV), Benjamin Leimgruber  
(Aqua Viva), Tobias Walter (Aqua Viva), Esther Leitgeb (Aqua Viva),  
Stefan Vollenweider (Agenda 21 per l'acqua)

## Redazione

Manuela Di Giulio, Natur Umwelt Wissen GmbH

## Ringraziamenti

Gli autori ringraziano le persone seguenti per i loro preziosi contributi alla redazione del presente rapporto:

Marta Antonelli (Eawag), Francesco Caponi (ETH Zurich),  
Melissa Dawes (WSL), Dorothea Hug Peter (WSL),  
Michèle Kännel Dobbertin (WSL), Paolo Perona (EPFL),  
Lucie Sprecher (Eawag), Davide Vanzo (ETH Zurich).

## Traduzione

Servizio linguistico italiano, UFAM

## Grafica

anamorph Visuelle Kommunikation

## Impaginazione

Funke Lettershop AG

## Foto di copertina

Fiume Moesa in Mesolcina (Grigioni)

© Sabine Fink

## Link per scaricare il PDF

[www.bafu.admin.ch/uw-2302-i](http://www.bafu.admin.ch/uw-2302-i)

La versione cartacea non può essere ordinata.

La presente pubblicazione è disponibile anche in inglese, francese e tedesco. La lingua originale è l'inglese.

© UFAM 2023

# Indice

<b>Abstracts</b>	<b>5</b>	4.3	Modellizzazione numerica delle opere di derivazione laterale	40
<b>Prefazione</b>	<b>6</b>	4.4	Raccomandazioni per le applicazioni pratiche	43
<b>Introduzione</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>Rifugi acquatici durante le piene</b>	<b>45</b>
<b>1 Pianificazione strategica della rivitalizzazione e della conservazione</b>	<b>10</b>	5.1	Cosa s'intende per rifugi?	45
1.1 Sfide per la pianificazione della rivitalizzazione e della conservazione	10	5.2	Funzionamento dei rifugi	47
1.2 Perché utilizzare modelli per pianificare la rivitalizzazione?	11	5.3	Disponibilità e valutazione dei rifugi, tre studi	47
1.3 Applicazione della modellizzazione ecologica nei progetti di pianificazione: un esempio utilizzando funghi	12	5.4	Conservazione e rivitalizzazione dei rifugi	51
1.4 Pianificazione della rivitalizzazione: scale temporali e spaziali	13	<b>6</b>	<b>Simulazione del deposito di sedimenti fini nelle zone golenali</b>	<b>54</b>
1.5 Struttura e forme degli habitat	14	6.1	Introduzione	54
1.6 L'interconnessione è fondamentale per il successo della rivitalizzazione	15	6.2	Modellizzazione numerica	55
1.7 Uso delle informazioni genetiche per valutare la connettività	15	6.3	Processi	56
1.8 Pianificazione della rivitalizzazione dei paesaggi fluviali: aspetti da considerare nell'uso dei modelli	16	6.4	Aspetti ecologici	57
<b>2 Modellizzazione eco-idrodinamica degli habitat ripari</b>	<b>19</b>	6.5	Caso di studio	59
2.1 Modellizzazione degli habitat nei paesaggi fluviali	19	<b>7</b>	<b>Impatto della colmatazione del substrato sulla connettività verticale</b>	<b>63</b>
2.2 Collegamento di modelli ecologici e idrodinamici	20	7.1	Colmatazione	63
2.3 Caso di studio: fiume Moesa	22	7.2	Decolmatazione	69
2.4 Uso nella pratica	25	7.3	Cambiamenti e conseguenze indotti dall'uomo	70
<b>3 Flussi di risorse acquatiche e terrestri</b>	<b>27</b>	7.4	Conclusioni	71
3.1 Importanza dei flussi dai sistemi acquatici a quelli terrestri	27	<b>8</b>	<b>Distribuzione granulometrica e ciclo vitale della trota fario</b>	<b>72</b>
3.2 Dati sugli apporti di risorse acquatiche e terrestri in Svizzera	29	8.1	Introduzione	72
3.3 Implicazioni gestionali	35	8.2	Differenze nella preferenza del substrato in funzione dell'età e del sesso	72
<b>4 Risposta dei corsi d'acqua principali alla derivazione delle piene nelle zone golenali</b>	<b>37</b>	8.3	Nesso tra la taglia delle femmine alla maturità e la struttura del substrato	74
4.1 Introduzione	37	8.4	Implicazioni per le strategie di sostegno delle popolazioni di trote e di miglioramento dei loro habitat	76
4.2 Stima dell'esonazione laterale	38	<b>9</b>	<b>Continuità dei sedimenti e relative misure di apporto</b>	<b>80</b>
		9.1	Interruzione della continuità dei sedimenti	80
		9.2	Misure di apporto di sedimenti	81
		9.3	Fondamenti del processo	84
		9.4	Valutazione dei risultati	87
		<b>10</b>	<b>Bibliografia</b>	<b>89</b>

# Abstracts

Riverscapes are a diverse habitat mosaic of patches ranging from wet to dry that are shaped by the hydro- and morphodynamic characteristics of the river. Sediment dynamics and connectivity are therefore two key elements influencing the flood protection and ecological functions in river restoration efforts. The interdisciplinary research project 'Riverscape – sediment dynamics and connectivity' links hydraulic engineering and ecology to evaluate measures fostering sediment dynamics and to explore functional riverscape habitats. This publication comprises a summary of the main research findings of the project, supplemented by perspectives from researchers and practitioners who were not directly involved in the project.

I paesaggi fluviali sono caratterizzati da un mosaico di habitat diversi, da umidi ad aridi, plasmati dalle peculiarità idrodinamiche e morfodinamiche del corso d'acqua. La dinamica dei sedimenti e la connettività sono quindi due elementi chiave per la protezione contro le piene e le funzioni ecologiche negli sforzi di rivitalizzazione dei corsi d'acqua. Il progetto di ricerca interdisciplinare «Paesaggi fluviali: dinamica dei sedimenti e connettività» unisce la sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua al fine di valutare le misure che favoriscono la dinamica dei sedimenti ed esplorare gli habitat funzionali dei paesaggi fluviali. La presente pubblicazione comprende una sintesi dei principali risultati del progetto, integrata dai punti di vista di ricercatori e professionisti del settore non direttamente coinvolti nel progetto.

Flusslandschaften bilden ein vielfältiges Habitatmosaik von feuchten zu trockenen Standorten, die durch die hydro- und morphodynamischen Eigenschaften des Flusses geprägt sind. Sedimentdynamik und Vernetzung sind daher zwei Schlüsselemente, die den Hochwasserschutz und die ökologischen Funktionen bei Massnahmen zur Fließgewässerrevitalisierung beeinflussen. Das interdisziplinäre Forschungsprojekt «Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung» verbindet Wasserbau und Ökologie miteinander, um Massnahmen zur Förderung der Sedimentdynamik zu beurteilen und funktionale Lebensräume in Flusslandschaften zu erforschen. Diese Publikation fasst die wichtigsten Forschungsergebnisse zusammen und ergänzt diese durch Beiträge von Forschenden und Fachleuten aus der Praxis, die nicht direkt am Projekt beteiligt waren.

Les milieux fluviaux constituent une mosaïque d'habitats variés, allant des habitats très humides à d'autres complètement secs, qui se forment en fonction des caractéristiques hydrodynamiques et morphodynamiques des cours d'eau. Ainsi, la dynamique sédimentaire et la connectivité sont deux éléments influant sur la protection contre les crues et les fonctions écologiques dans les efforts de revitalisation des cours d'eau. Le projet de recherche interdisciplinaire « Milieux fluviaux – dynamique sédimentaire et connectivité » fait le pont entre l'aménagement et l'écologie des cours d'eau afin d'évaluer les mesures favorisant la dynamique sédimentaire et d'explorer les habitats fonctionnels des milieux fluviaux. La présente publication contient un résumé des principaux résultats de ce projet ainsi que des interprétations complémentaires de la part de chercheurs et de praticiens qui n'ont pas directement participé au projet.

## Keywords:

*clogging, ecological function, flood protection, interdisciplinary research, refugia, river habitat, riparian species, river restoration*

## Parole chiave:

*colmatazione, funzioni ecologiche, protezione contro le piene, ricerca interdisciplinare, rifugio, ambienti fluviali, specie riparie, rivitalizzazione dei corsi d'acqua*

## Stichwörter:

*Kolmation, ökologische Funktion, Hochwasserschutz, interdisziplinäre Forschung, Refugien, Lebensraum Fließgewässer, auenbewohnende Arten, Fließgewässerrevitalisierung*

## Mots-clés:

*colmatage, fonction écologique, protection contre les crues, recherche interdisciplinaire, refuges, habitat fluvial, espèces riveraines, revitalisation des cours d'eau*

---

# Prefazione

I corsi d'acqua prossimi allo stato naturale sono tra gli habitat più ricchi di specie della Svizzera. Formano un mosaico di siti, da umidi ad aridi, che cambiano costantemente a seconda delle condizioni di portata e della dinamica dei sedimenti. Tali corsi d'acqua rappresentano un corridoio che comprende anche banchi di ghiaia, boschi golenali e pozze. L'interconnessione di questi habitat consente la conservazione e lo sviluppo della biodiversità.

Oggi in Svizzera molti corsi d'acqua non sono più prossimi allo stato naturale. La maggior parte dei fiumi e dei torrenti è canalizzata e la portata e il bilancio dei sedimenti sono alterati. La biodiversità nei paesaggi fluviali è dunque diminuita sensibilmente. I cambiamenti climatici provocano inoltre un aumento della temperatura dell'acqua e condizioni di deflusso più estreme. Le piene copiose e i sempre più frequenti livelli di magra durante i periodi di siccità rappresentano una minaccia per l'uomo e le infrastrutture. Per migliorare la situazione a lungo termine è necessario armonizzare le misure di protezione contro le piene e di rivitalizzazione attraverso una stretta collaborazione tra diverse discipline.

Il progetto di ricerca interdisciplinare «Paesaggi fluviali: dinamica dei sedimenti e connettività» combina i due campi della sistemazione e dell'ecologia dei corsi d'acqua. I ricercatori di queste due discipline hanno unito le forze per stabilire i principi fondamentali e proporre soluzioni per il ripristino della dinamica dei sedimenti e dell'interconnessione degli habitat. I risultati più importanti per la pratica sono presentati in questa pubblicazione, destinata in particolare agli esperti della pubblica amministrazione e del settore privato.

Il progetto di ricerca «Paesaggi fluviali: dinamica dei sedimenti e connettività» è stato condotto congiuntamente dall'Ufficio federale dell'ambiente (UFAM) e dagli istituti di ricerca Eawag, EPFL, ETH Zurich e WSL, e ha coinvolto anche professionisti di amministrazioni cantonali, uffici privati e organizzazioni non governative.

L'UFAM desidera ringraziare tutti i partecipanti per la preziosa collaborazione e i rappresentanti delle amministrazioni cantonali e del settore privato per il loro sostegno.

Katrin Schneeberger, direttrice  
Ufficio federale dell'ambiente (UFAM)

# Introduzione

Sabine Fink, Anna Belser, Giovanni De Cesare,  
Christoph Scheidegger, Christine Weber e David Vetsch

I processi idrologici e idraulici, come il trasporto dei sedimenti, influenzano gli organismi acquatici, anfibi e terrestri e i loro habitat ben oltre il canale di un fiume. Quest'area, il cosiddetto «paesaggio fluviale», comprende un'elevata diversità di habitat ripari, che possono variare nello spazio e nel tempo a seconda della portata del corso d'acqua e della dinamica dei sedimenti. Gli animali e le piante adattati alla vita nei paesaggi fluviali traggono vantaggio dalle mutevoli caratteristiche dell'ambiente stesso. La dinamica dei sedimenti può in particolare fornire nutrienti, promuovere la riproduzione e creare o alterare temporaneamente gli habitat.

Nei paesaggi fluviali prossimi allo stato naturale, l'ampia area che collega la terra e l'acqua offre spazio sufficiente per mitigare i rischi di piena. Nei paesaggi fluviali alterati, invece, le infrastrutture umane e i terreni agricoli sono colpiti da eventi che superano la portata di progetto, rendendo necessarie misure di protezione e una gestione del rischio residuo. Per combinare la protezione contro le piene e le funzioni ecologiche dei paesaggi fluviali è fondamentale comprendere il grado di connettività tra le zone acquatiche e terrestri che li caratterizzano. I corsi d'acqua prossimi allo stato naturale sono interconnessi con l'ambiente circostante in più dimensioni: longitudinalmente dalla sorgente alla foce, lateralmente dall'acqua alle rive (comprese) e verticalmente dalle acque superficiali alle acque sotterranee. La dinamica dei sedimenti influenza la connettività in tutte queste dimensioni e determina processi che coinvolgono spazi a scala dall'intero bacino idrografico alla singola particella.

Nei paesaggi fluviali ecologicamente interconnessi, le specie possono trovare rifugio in aree in cui l'impatto di eventi estremi (p. es. piene e siccità) è ridotto. La connettività funzionale promuove inoltre la biodiversità, anche in aree di dimensioni ridotte, poiché unisce gli habitat e consente agli organismi di disperdersi o colonizzare nuove aree. La ricolonizzazione degli habitat del paesaggio fluviale è un processo chiave, poiché lungo corsi d'acqua funzionali la dispersione delle specie riparie può raggiungere grandi distanze. La pianificazione strategica della rivitalizzazione e della conservazione a scala di bacino deve far leva su una prospettiva olistica.

I modelli possono aiutare a prevedere la probabilità che le specie raggiungano gli habitat all'interno del paesaggio fluviale dopo anni o decenni, anche in condizioni climatiche e morfologiche mutevoli (cfr. cap. 1; Fink e Scheidegger 2023). Le specie acquatiche e terrestri presenti nei paesaggi fluviali dipendono inoltre da habitat specifici per insediarsi, crescere e riprodursi. A livello di bacino idrografico, la formazione di questi habitat in luoghi particolari è determinata da fattori climatici e idrologici e, a livello locale, da fattori idrodinamici (cfr. cap. 2; van Rooijen *et al.* 2023).

Nei paesaggi fluviali prossimi allo stato naturale, l'acqua e la terra sono ben interconnesse e comprendono reti alimentari, in cui gli insetti che emergono dall'acqua servono da alimento per i predatori terrestri (p. es. ragni e uccelli; cfr. cap. 3; Kowarik e Robinson 2023). La connettività funzionale laterale tra habitat acquatici e terrestri, ad esempio la deviazione delle acque di piena, può essere importante anche per prevenire i pericoli naturali. I paesaggi fluviali con uno spazio riservato alle acque sufficiente per la ritenuta delle piene sono in grado di ridurre i picchi di piena, mitigando così l'impatto a valle. In caso di grande evento di piena, le opere di deviazione laterale deviano l'acqua, influenzando al tempo stesso il trasporto dei sedimenti nel canale principale (cfr. cap. 4; Frei *et al.* 2023). Siccome piene regolari sono importanti per la vegetazione delle zone golenali, la costruzione di opere di deviazione laterale può anche essere un'efficace misura ecologica.

Durante i piccoli e grandi eventi di piena, le specie dei paesaggi fluviali cercano rifugio in habitat acquatici o terrestri in cui l'impatto della portata elevata e della mobilitazione dei sedimenti è ridotto (cfr. cap. 5; Rachelly *et al.* 2023). Il mosaico di habitat all'interno dei paesaggi fluviali prossimi allo stato naturale crea numerosi rifugi, la cui disponibilità e funzionalità presuppongono tuttavia un apporto di sedimenti. Il deposito di sedimenti fini nelle zone golenali durante le piene è importante anche per la formazione di habitat ripari terrestri, come i boschi golenali ricchi di specie. Questo processo dipende fortemente dalla struttura degli habitat: gli arbusti e la vegetazione erbacea, ad esempio, lo favoriscono. La conoscenza delle caratteristiche di deposito dei sedimenti fini nei corsi composti è inoltre fondamentale per la protezione contro le piene nei corsi d'acqua rettificati (cfr. cap. 6; Conde *et al.* 2023).

---

I sedimenti in sospensione possono anche depositarsi nel substrato fluviale, dove le particelle fini trattenute negli spazi interstiziali provocano un intasamento del letto fluviale (la cosiddetta colmatazione), riducendo così la porosità e gli scambi di acqua (cfr. cap. 7; Dubuis *et al.* 2023). Con l'aumento della portata, la maggiore mobilità del materiale solido di fondo e la risospensione dei sedimenti fini consentono il disintasamento. È importante capire quali siano i fattori responsabili della colmatazione del letto, poiché questo processo ostacola i flussi di nutrienti e impedisce la libera circolazione di acqua ben ossigenata. Quest'ultima è molto importante per lo sviluppo delle uova dei pesci che le depongono nel substrato fluviale, come ad esempio la trota fario. Il tipo e le dimensioni dei sedimenti presenti nel substrato hanno inoltre un impatto sulla distribuzione spaziale della trota fario a seconda dell'età e del sesso (cfr. cap. 8; Takatsu *et al.* 2023).

L'instaurazione di una dinamica sedimentaria prossima allo stato naturale è fondamentale per migliorare la funzione ecologica del substrato fluviale. Una continuità dei sedimenti compromessa può essere mitigata mediante un apporto di sedimenti. L'approccio ottimale per le misure di ripristino del materiale solido di fondo varia a seconda dell'obiettivo perseguito, ad esempio il miglioramento dell'habitat per la riproduzione dei pesci, la promozione delle strutture dell'alveo o il miglioramento della dinamica nel canale (cfr. cap. 9; Mörtl *et al.* 2023). Per tutte le misure, la tempistica, la qualità e la quantità ideali del substrato aggiunto dipendono dagli obiettivi di protezione contro le piene e dalle caratteristiche ecologiche delle specie acquatiche e terrestri o dell'habitat interessato dall'apporto (p. es. pesci e vegetazione nel tratto fluviale).

La presente pubblicazione è il risultato di un processo interattivo, che ha coinvolto i ricercatori coinvolti nel progetto e il gruppo d'accompagnamento composto da professionisti di studi d'ingegneria privati, ONG e amministrazioni cantonali e federali. Riassume i principali risultati della fase di progetto 2017–2021 (cfr. riquadro 1) e include il punto di vista di ricercatori o professionisti del settore non direttamente coinvolti nel progetto (cfr. riquadro: «Nella pratica» in ogni capitolo). Ulteriori informazioni sul programma «Sistemazione ed ecologia dei corsi d'acqua» e sui progetti sono disponibili all'indirizzo [www.rivermanagement.ch](http://www.rivermanagement.ch), che contiene anche i link verso rapporti e pubblicazioni scientifiche precedenti.



**Riquadro 1: Programma di ricerca «Sistemazione ed ecologia dei corsi d'acqua»**

La legge federale sulla protezione delle acque (LPAC, 1991) e l'ordinanza sulla protezione delle acque (OPAC, 1998) mirano a garantire corsi d'acqua funzionali in paesaggi fluviali prossimi allo stato naturale e al contempo la protezione contro le piene. Per adempiere questo mandato, dal 2011 è attuata una strategia nazionale di rivitalizzazione. Con lungimiranza, 20 anni fa l'UFAM ha avviato, assieme agli istituti di ricerca VAW (ETH Zurich), PL-LCH (EPFL), Eawag e WSL, il programma di ricerca interdisciplinare «Sistemazione ed ecologia dei corsi d'acqua», il cui obiettivo è elaborare soluzioni scientifiche e pratiche per la gestione delle acque nonché definire soluzioni per l'attuazione. Al programma partecipano ricercatori di varie discipline e professionisti del settore. I risultati mirano a contribuire all'attuazione della LPAC e della legge federale sulla sistemazione dei corsi d'acqua (1991) e sono messi a disposizione dei professionisti sotto forma di articoli scientifici e tecnici, manuali, rapporti e nella serie di pubblicazioni dell'UFAM «Studi sull'ambiente».

«Paesaggi fluviali: dinamica dei sedimenti e connettività» è il quarto progetto di ricerca pluriennale del programma «Sistemazione ed ecologia dei corsi d'acqua», dopo «Rodano-Thur», «Gestione integrata del bacino fluviale» e «Dinamica dei sedimenti e degli habitat». Comprende due campi di ricerca principali,

entrambi incentrati sulla protezione contro le piene e l'ecologia nei corsi d'acqua di medie dimensioni: (i) la dinamica dei sedimenti e (ii) la connettività longitudinale, laterale e verticale. Una descrizione dettagliata del progetto di ricerca con le priorità, i sottoprogetti e gli interrogativi di ricerca specifici è disponibile in Vetsch *et al.* (2018) e Fink *et al.* (2018).

Tra i principali prodotti concreti del programma di ricerca presentati finora figurano:

- Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen (Woolsey *et al.* 2005) [in tedesco e inglese]
- Integrales Gewässermanagement – Erkenntnisse aus dem Rhone-Thur-Projekt (Rohde 2005) [in tedesco]
- Synthesebericht Schwall/Sunk (Meile *et al.* 2005) [in tedesco]
- Wasserbauprojekte gemeinsam planen. Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten (Hostmann *et al.* 2005) [in tedesco e francese]
- Schede tematiche sulla sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua. Risultati del progetto di gestione integrata del bacino fluviale (UFAM 2012) [in tedesco, francese e italiano]
- Schede tematiche sulla sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua. Dinamica dei sedimenti e degli habitat (UFAM 2017a) [in tedesco, francese e italiano]

# 1 Pianificazione strategica della rivitalizzazione e della conservazione

*I progetti di rivitalizzazione dei corsi d'acqua devono soddisfare molte esigenze ecologiche e sociali. La pianificazione strategica può aiutare a definire gli obiettivi prioritari dei progetti sia a livello cantonale che locale. Il presente capitolo si concentra sui metodi di pianificazione delle rivitalizzazioni basati su modelli e analisi genetiche di vari gruppi di organismi, che consentono di ricostruire i processi di colonizzazione passati lungo i corsi d'acqua e di prevedere quelli futuri. Gli strumenti di pianificazione presentati sono di supporto nel determinare se le zone attualmente protette sono sufficienti per la conservazione a lungo termine delle specie riparie.*

Sabine Fink e Christoph Scheidegger

## 1.1 Sfide per la pianificazione della rivitalizzazione e della conservazione

La pianificazione della rivitalizzazione dei corsi d'acqua è complessa, poiché lo sviluppo degli habitat terrestri e acquatici così come la loro colonizzazione da parte delle specie dipendono dalla connettività lungo i corsi d'acqua (fig. 1). Questo aspetto è stato riconosciuto nella Strategia Biodiversità Svizzera, che evidenzia l'importanza degli scambi di individui e di geni attraverso un'infrastruttura ecologica funzionante, formata da una rete di siti a rilevanza ecologica (UFAM 2017b). Le zone protette, come le zone Smeraldo, i biotopi d'importanza nazionale o i siti con attività umane limitate, quali le zone di protezione per la fauna selvatica, sono importanti elementi di queste reti, potendo fornire diversi tipi di habitat per le specie: ad esempio, santuari che consentono la permanenza a breve termine o forniscono un ricovero temporaneo, oppure rifugi che favoriscono la sopravvivenza a lungo termine nonostante il cambiamento delle condizioni ambientali (cfr. cap. 5; Rachelly *et al.* 2023).

Per conoscere a fondo tali reti di habitat e i processi che contribuiscono a mantenere i collegamenti tra nodi di queste reti, è necessario disporre di dati spazialmente espliciti (georeferenziati) sulla presenza attuale e potenziale delle specie e sulla distribuzione degli habitat, nonché sulle capacità di dispersione delle specie. Se su scala nazionale sono disponibili dati che definiscono l'ampia nicchia ecologica di molte specie, le informazioni sulla presenza di specie bersaglio a livello regionale possono variare notevolmente in termini di disponibilità e qualità.

Non è possibile condurre ampi studi sul campo per cartografare tutti i punti in cui è presente una specie in Svizzera. Per garantire una pianificazione efficace sono tuttavia necessari dati spaziali (georeferenziati) su larga scala.

### Figura 1

*Ambiente golenale variegato lungo il fiume Moesa in Val Mesolcina (GR). L'interconnessione dei banchi di ghiaia esposti tra le aree densamente vegetate lungo i corsi d'acqua può essere analizzata mediante studi sul campo, analisi genetiche e simulazioni della dispersione tra gli habitat.*



Foto: S. Fink

## 1.2 Perché utilizzare modelli per pianificare la rivitalizzazione?

I modelli ecologici consentono di colmare le lacune informative sulla distribuzione delle specie. Basandosi sui dati disponibili sulla presenza delle specie, questo approccio

aiuta i pianificatori a determinare la correlazione tra i fattori ecologici e la presenza, la riproduzione e la dispersione delle specie (cfr. riquadro 2: Modelli ecologici e cap. 2; van Rooijen *et al.* 2023) e può essere utilizzato per stimare la distribuzione delle specie nello spazio e nel tempo. La modellizzazione ecologica può essere utilizzata anche per valutare i fattori

### Riquadro 2: Modelli ecologici

I modelli ecologici si basano su informazioni sulle specie bersaglio, che possono essere ottenute dal Centro svizzero d'informazione sulle specie ([www.infospecies.ch](http://www.infospecies.ch)) o da studi sul campo (fig. 2). Per le specie bersaglio studiate nel quadro di un progetto di Lista rossa, i dati dettagliati sulla presenza e l'assenza in vari siti della Svizzera forniscono una solida base per la modellizzazione.

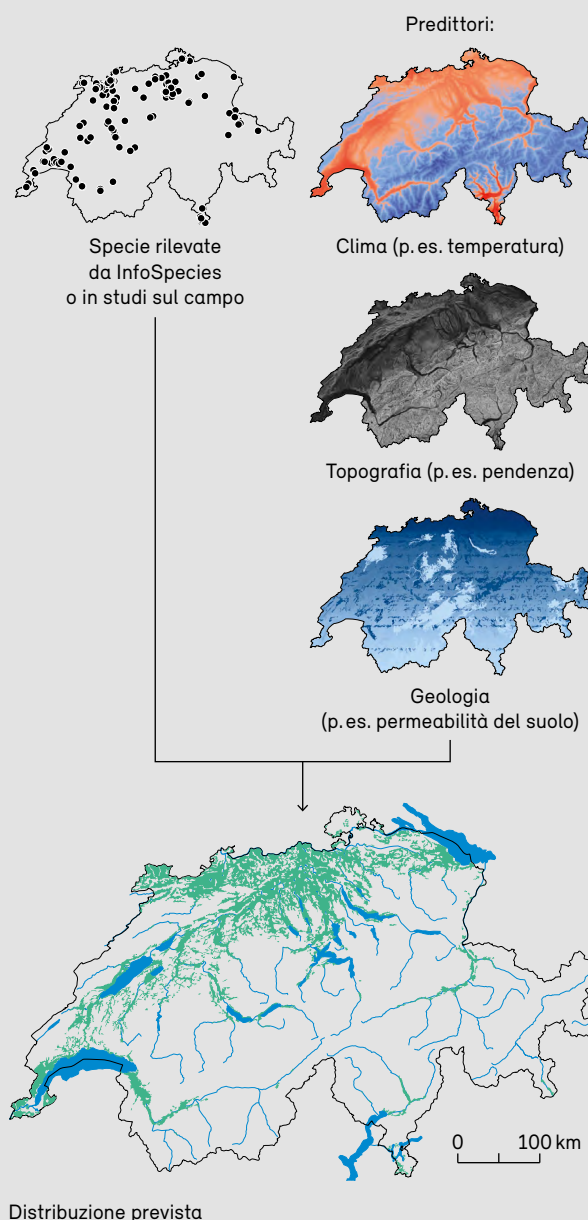
Ogni modello necessita di un insieme adeguato di predittori (variabili ambientali utilizzate per prevedere un evento, una situazione o altre variabili). Negli esempi presentati in questo capitolo sono stati scelti predittori climatici, geologici e topografici atti a rappresentare la nicchia delle specie.

Fattori importanti per le piante possono essere la temperatura media durante la stagione di crescita e la pendenza del terreno (una variabile indicativa della radiazione incidente), mentre per i funghi, i principali fattori da considerare possono essere la temperatura media annuale e le precipitazioni. Dati ambientali georeferenziati sono disponibili su scala nazionale.

Gli algoritmi di modellizzazione sono disponibili come pacchetti open source nell'ambiente software libero R ([www.cran.r-project.org](http://www.cran.r-project.org)). Sulla modellizzazione degli habitat sono disponibili molte pubblicazioni (p. es. Guisan *et al.* 2017). Le carte di idoneità degli habitat possono essere trasformate applicando una soglia alle carte di previsione della distribuzione delle specie.

Figura 2

I modelli ecologici combinano i rilevamenti delle specie (in alto a sinistra) e le carte con predittori (in alto a destra) in un approccio statistico per cartografare la distribuzione prevista di una specie (in basso).



**Figura 3**

(a) La *Morchella semilibera* è stata identificata utilizzando un metodo in cui i funghi golenali vengono registrati come tipiche specie golenali.  
 (b) Sulla base dei rilevamenti (punti neri) è stata stimata la presenza della specie (aree verdi) sia nelle zone protette (aree delimitate in rosso), ma più frequentemente nelle zone attualmente non protette lungo il fiume Aare nel Cantone di Berna.

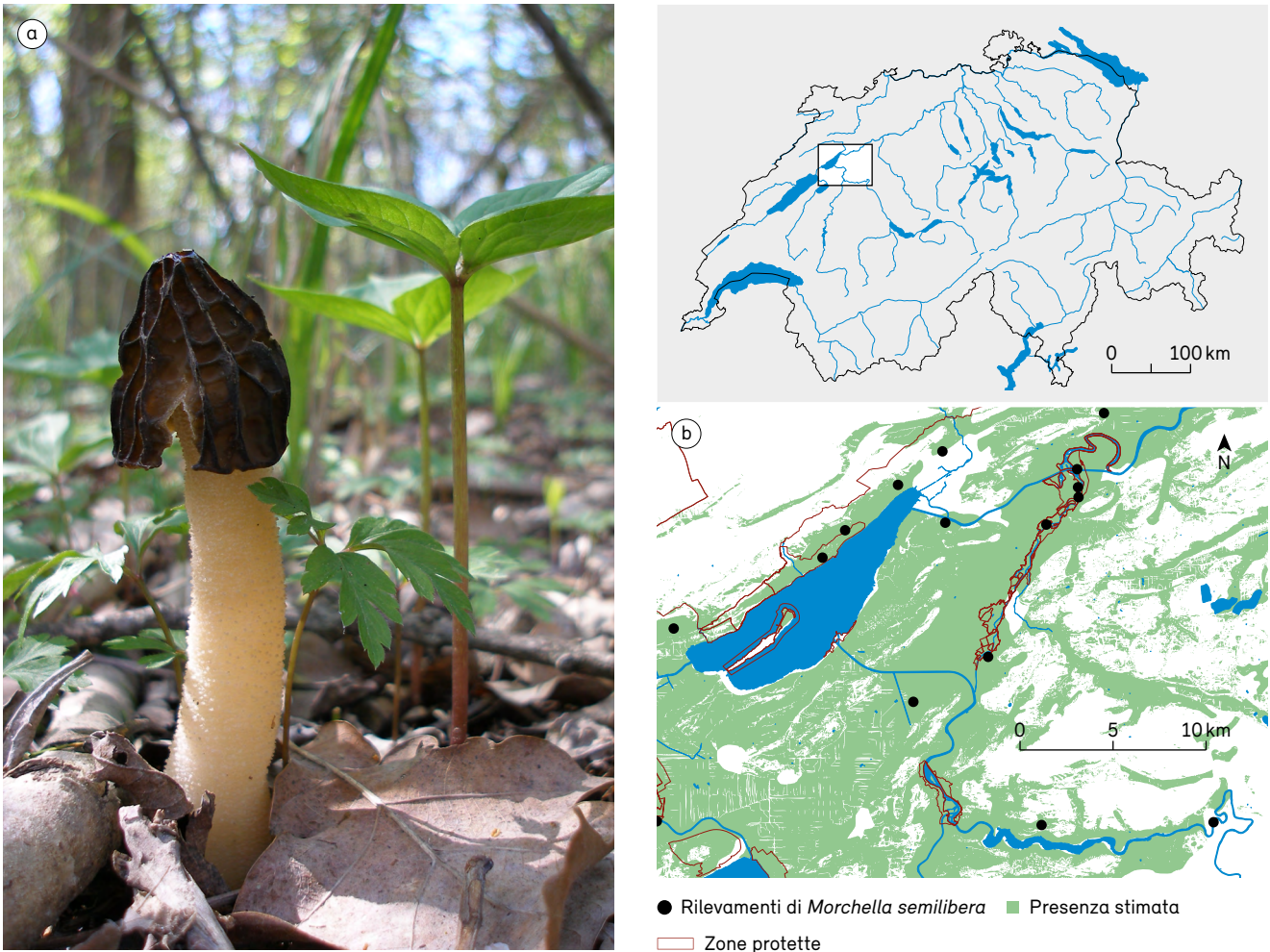


Foto: A. Gross, illustrazioni: WSL

più importanti che determinano gli habitat adatti a una specie e può consentire proiezioni per altre aree in base alle loro condizioni ambientali, anche in mancanza di dati sulla presenza effettiva della specie al loro interno. Le procedure statistiche applicate presuppongono che i processi fondamentali che definiscono la distribuzione di una specie dipendano dalle condizioni ecologiche, considerando sia fattori biotici che abiotici.

### 1.3 Applicazione della modellizzazione ecologica nei progetti di pianificazione: un esempio utilizzando funghi

I progetti di rivitalizzazione si concentrano principalmente su alcuni gruppi di specie di flora e di fauna e raramente prendono in considerazione altri organismi, quali i funghi. Questi ultimi, presenti in molti habitat all'interno del mosaico delle zone golenali, svolgono ruoli importanti nei processi ecosistemici, come la decomposizione della materia organica, e possono vivere in simbiosi con le piante, come le micorrize. Nonostante queste importanti funzioni, i funghi sono

sottorappresentati nelle linee guida per la pianificazione. I funghi contribuiscono in modo significativo alla biodiversità dei boschi golenali e di altri ecosistemi, ma sono difficili da rintracciare a causa della visibilità stagionale limitata dei loro corpi fruttiferi. I dati sulla presenza di specie fungine sono quindi scarsi in molte regioni interessate. I modelli ecologici basati sulle segnalazioni delle specie raccolte da una vasta comunità di micologi volontari in tutta la Svizzera possono aiutare a superare queste limitazioni.

Non esiste un elenco dei funghi golenali tipici della Svizzera. In uno studio recente sono state utilizzate le informazioni geospaziali provenienti da singole segnalazioni per identificare le specie con una forte presenza in prossimità dei corsi d'acqua (Fink *et al.* 2021). L'elenco così stilato delle specie frequenti con un'elevata affinità con le zone golenali è stato valutato in base ai dati della letteratura sulla loro ecologia, ad esempio identificando le specie arboree ospiti che sono anche tipiche degli ambienti golenali o i substrati del suolo (p. es. la sabbia) necessari per la crescita della specie. Una delle specie tipiche identificate è la *Morchella semilibera*, una specie saprobia spesso presente nelle torbiere o sull'humus e associata alle piante golenali. È stato quindi utilizzato un modello ecologico per identificare gli habitat adatti a questa specie lungo i corsi d'acqua (fig. 3).

Una rete di habitat interconnessi per le specie golenali dovrebbe includere aree ricche di biodiversità. Il ruolo degli habitat protetti in Svizzera (p. es. le zone golenali d'importanza nazionale, le zone Smeraldo) è stato valutato confrontando la quantità di habitat adatti all'interno del perimetro protetto con quelli adatti situati al di fuori delle zone protette. I modelli hanno stimato un numero nettamente superiore di habitat adatti ai funghi nelle zone non protette rispetto a quelle attualmente protette, il che evidenzia l'importanza di includere queste zone nei piani di conservazione dei funghi golenali (fig. 2). Il potenziale di queste zone per la conservazione delle specie dovrebbe essere considerato anche per altri organismi all'interno dello stesso habitat (cfr. il sistema delle associazioni, UFAM 2021a). La considerazione di queste zone potrebbe inoltre aiutare a conciliare gli interessi in concorrenza tra specie con esigenze opposte all'interno delle zone già protette (Jöhl *et al.* 2020).

## 1.4 Pianificazione della rivitalizzazione: scale temporali e spaziali

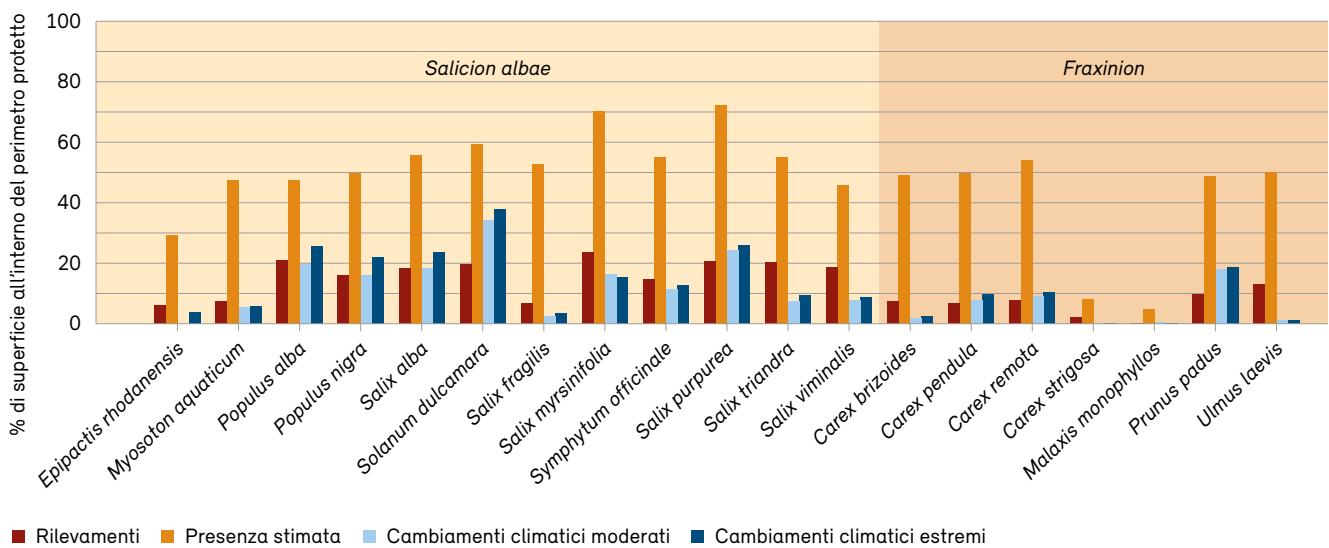
Le zone golenali dinamiche subiscono cambiamenti frequenti e popolazioni di specie possono estinguersi localmente a causa dell'erosione (p. es. la vegetazione pioniera), delle piene (p. es. i macroinvertebrati) o dell'inaridimento dell'habitat (p. es. i piccoli stagni per gli anfibi lungo i corsi d'acqua). Dato il loro adattamento ad habitat dinamici, le specie specializzate possono anche trarre vantaggio da dinamiche come le piene ripetute, che le aiutano a superare le specie meno adattate. Gli eventi idrodinamici diventeranno probabilmente più intensi con il progredire dei cambiamenti climatici, che comporterà piene più estreme e periodi di siccità successivi più lunghi (Pistocchi e Castellarin 2012; UFAM 2021b), un aspetto importante da considerare per la pianificazione della conservazione degli ambienti golenali.

L'approccio modellistico permette di prevedere gli scenari futuri degli ambienti golenali per diverse condizioni climatiche. Pur essendo soggetti a molte incertezze, i risultati aiutano a visualizzare l'entità dei cambiamenti nell'habitat disponibile o la distribuzione delle specie prevista in base all'entità delle fluttuazioni delle condizioni ambientali, come ad esempio delle precipitazioni o della temperatura. Si tratta di informazioni utili, poiché le variazioni di temperatura hanno un impatto su molteplici habitat e specie. Le specie vegetali terrestri, ad esempio, sono sensibili a condizioni più calde e secche durante la stagione di crescita, mentre la fauna acquatica può subire una riduzione degli habitat disponibili in seguito all'innalzamento della temperatura dell'acqua.

Le proiezioni dei modelli ecologici sulle condizioni climatiche future, che includono simulazioni della diffusione delle specie dai siti attuali verso nuovi habitat attualmente non colonizzati, facilitano le analisi sulle reti spaziali e temporali. Ciò è stato dimostrato per le piante dei boschi golenali, che formano importanti comunità lungo i corsi d'acqua: le associazioni vegetali *Salicion albae* (Saliceti alluvionali con Salice comune) stabilizzano i banchi di ghiaia contro l'erosione, mentre i boschi di *Fraxinion* (Frassineti umidi) possono essere importanti per la laminazione delle piene. Questi habitat ospitano molte specie minacciate, ma sono spesso a rischio di frammentazione a causa dello spazio limitato nei paesaggi fluviali. Si prevede che

**Figura 4**

All'interno delle zone golenali d'importanza nazionale sono state rilevate tutte le specie dei boschi golenali delle associazioni vegetali *Salicion albae* e *Fraxinion* (rosso). L'area all'interno del perimetro delle zone golenali che si stima sia adatta alle condizioni attuali è generalmente ampia (arancione). In entrambi gli scenari di cambiamenti climatici, moderati (blu chiaro) ed estremi (blu scuro), si prevede una netta riduzione della presenza delle specie in futuro (2084–2093).



Fonte: WSL

la perdita di habitat e di specie subirà un'accelerazione in seguito ai cambiamenti climatici e che la superficie di habitat adatti alle specie diminuirà anche all'interno delle zone golenali d'importanza nazionale (fig. 4). Per garantire la sopravvivenza futura di queste associazioni vegetali, occorre pertanto esaminare strategie di gestione volte a prevenire una perdita accelerata (p. es. miglioramento della disponibilità di acqua e sedimenti). I progetti di rivitalizzazione dovranno inoltre garantire uno spazio sufficiente per l'insediamento di boschi golenali.

## 1.5 Struttura e forme degli habitat

I modelli possono aiutare a definire i siti prioritari da conservare o rivitalizzare, ma sono necessarie ulteriori informazioni sulla struttura e la forma degli habitat naturali o prossimi allo stato naturale per massimizzare il successo della rivitalizzazione e della conservazione. I boschi golenali naturali o ripristinati offrono un habitat per organismi altamente specializzati, come i licheni. Il complesso di specie *Coniocarpon cinnabarinum*, compresa la specie affine *C. fallax*, cresce su giovani frassini (*Fraxinus excelsior*) ed è presente soprattutto nelle zone

golenali. Uno studio sulla distribuzione di *C. cinnabarinum* lungo il fiume Töss (ZH) ha mostrato che i boschi golenali dinamici ospitano più individui rispetto ai boschi non naturali (fig. 5; Streit 2018). Per la presenza del complesso di specie *Coniocarpon*, le rare inondazioni del bosco golenale sono importanti per l'apporto diretto di nutrienti (cfr. anche cap. 6; Conde *et al.* 2023) e l'aumento indiretto di luce all'interno del bosco, in quanto le piene causano la morte delle piante meno adattate del sottobosco.

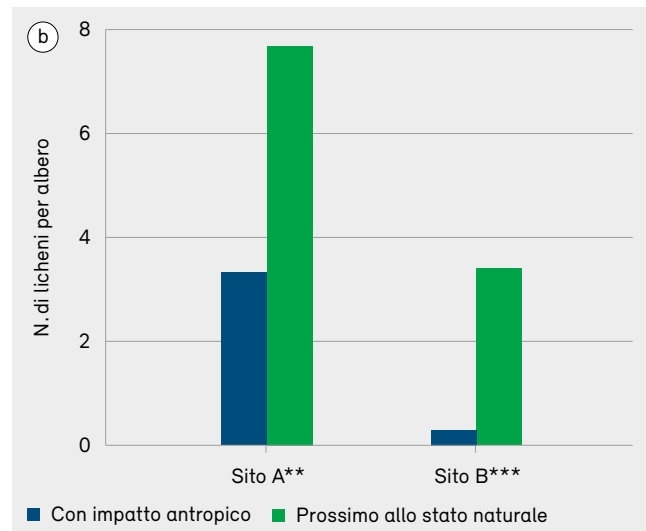
Uno studio sui licheni presenti sugli ontani nel bacino idrografico dell'Albula (GR) mirava a individuare se la forma di una golenale di ontano grigio influenzasse la diversità delle specie di licheni. A tal fine, sono state confrontate aree compatte di zona golenale di circa 60 metri di lunghezza e di larghezza con strisce golenali lunghe fino a 200 metri, ma larghe solo 10–20 metri (Breitenmoser 2014). Il numero medio di specie di licheni per albero nei due tipi di zona golenale ha evidenziato che la diversità è maggiore nelle zone golenali, che forniscono una migliore connettività tra gli alberi in tutte le direzioni e un microclima migliore con un'umidità più elevata. Questa informazione è importante per pianificare la rivitalizzazione: suggerisce infatti che nelle golene di ontano bianco con

**Figura 5**

(a) Il lichene *Coniocarpon cinnabarinum* e (b) un confronto del numero di rilevamenti di questa specie su singoli alberi nei boschi golenali con impatto antropico (blu) e in quelli prossimi allo stato naturale (verde) in due particelle di habitat (A, B) lungo il fiume Töss (ZH) nel 2018. La differenza tra i siti naturali e quelli con impatto antropico era significativa in entrambe le particelle (\*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ ).



Illustrazione adattata da Streit (2018), Foto: C. Scheidegger



habitat più compatti si può ottenere una maggiore diversità lichenica che in quelle con habitat allungati.

Questi esempi dimostrano che per pianificare la rivitalizzazione è importante considerare non solo la disponibilità di habitat, ma anche la loro forma. Queste informazioni sui parametri di forma e sulla struttura all'interno degli habitat (p. es. alberi vecchi o giovani, presenza o assenza di sottobosco; in merito all'importanza della struttura dell'habitat per altre specie cfr. cap. 8; Takatsu *et al.* 2023) possono essere inserite in modelli, come fatto da Dymytrva *et al.* (2016) per i licheni utilizzando informazioni sui popolamenti forestali.

## 1.6 L'interconnessione è fondamentale per il successo della rivitalizzazione

Gli ambienti golenali attualmente disponibili sono generalmente di dimensioni ridotte e, di conseguenza, occorre garantire l'interconnessione tra gli habitat per consentire alle specie di ripartirsi tra i vari habitat. Per le piante sedentarie o le specie con una capacità di dispersione limitata, come i coleotteri senza ali, l'interconnessione degli

habitat può essere mantenuta solo se gli habitat sono vicini o accessibili tramite una rara dispersione a lungo raggio, ad esempio tramite gli uccelli o l'acqua. All'interno di una rete di habitat lungo i corsi d'acqua, informazioni sulla disponibilità di habitat e sulle distanze di dispersione delle specie bersaglio con mobilità limitata sono fondamentali per gli sforzi di conservazione.

## 1.7 Uso delle informazioni genetiche per valutare la connettività

Le analisi genetiche aiutano a valutare indirettamente la connettività tra le popolazioni di specie golenali e soprattutto di piante sedentarie, poiché le popolazioni interconnesse sono geneticamente più simili di quelle non interconnesse. La genetica delle popolazioni è utile anche per conoscere meglio le specie bersaglio quando i vettori di dispersione, come l'acqua o gli uccelli, sono difficili da tracciare. L'analisi della struttura genetica delle popolazioni all'interno di una rete lungo i corsi d'acqua comporta la valutazione della diversità genetica complessiva e della differenziazione tra le popolazioni. Un'analisi di questo tipo considera la dispersione vegetativa (quando parti di una pianta mettono radici in un

**Figura 6**

La struttura genetica dei popolamenti di *Myricaria germanica* lungo il fiume Inn e i suoi affluenti suggerisce una rete di habitat interconnessi. Per ogni popolamento sono mostrate le quote di diversità genetica assegnate a tre cluster principali (arancione, rosso, blu). La diversità di due nuovi popolamenti (cerchi con contorno tratteggiato) lungo l'affluente Flaz spostato (linea marrone) è elevata. L'assegnazione delle piante di questi due popolamenti ai vari cluster indica una dispersione a lungo raggio di semi o parti di piante a valle, mediata dall'acqua, e una dispersione a corto raggio tramite il vento o il polline.

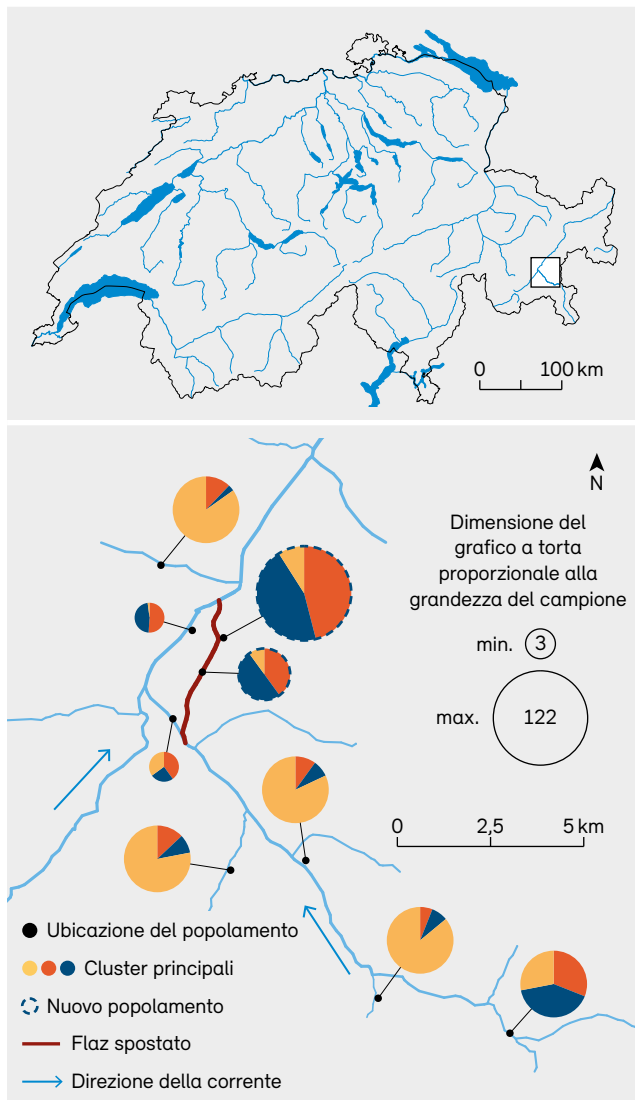


Illustrazione adattata da Wöllner *et al.* (2021)

nuovo habitat), la dispersione dei semi e il contributo del flusso genico mediato dal polline (p. es. tramite gli insetti, che portano il polline ai fiori di un altro individuo vegetale).

Le analisi genetiche dei popolamenti di tamerice alpina (*Myricaria germanica*), una specie arbustiva golenale che cresce su banchi di ghiaia rappresentativa della vegetazione pioniera, hanno rivelato una rete di popolamenti collegati lungo il fiume Inn (GR) e i suoi affluenti Flaz, Ova da Bernina e Ova da Morteratsch (fig. 6; Wöllner *et al.* 2021). Anche lo spostamento dell'affluente Flaz vicino a Samedan sull'altro lato della valle non ha interrotto l'interconnessione tra i popolamenti di tamerice alpina: il popolamento che si è stabilito lungo il nuovo corso di questo affluente ha contribuito alla diversità genetica locale.

I dati sulla parentela genetica tra i popolamenti aiutano a identificare le massime distanze di dispersione possibili lungo una rete fluviale. Gli esempi di corsi d'acqua spostati e informazioni sugli eventi di dispersione responsabili della colonizzazione del nuovo habitat sono particolarmente informativi. Questi dati possono essere utilizzati in studi di simulazione per modellare la connettività, anche in altre reti fluviali o in altri habitat.

### 1.8 Pianificazione della rivitalizzazione dei paesaggi fluviali: aspetti da considerare nell'uso dei modelli

I modelli consentono di ridurre la complessità delle rivitalizzazioni dei corsi d'acqua al fine di conoscere meglio i principali processi che potrebbero influenzare il successo delle misure.

Considerando diversi scenari, è possibile simulare l'impatto dei cambiamenti climatici e della dispersione limitata. La maggior parte degli approcci modellistici a supporto delle decisioni utilizza un'unica specie bersaglio, ma la combinazione dei risultati su varie specie può aiutare a prevedere quali sono gli habitat più adatti per intere comunità.



Siccome la modellizzazione ecologica è un approccio statistico, è opportuno prendere alcune precauzioni. I dati devono essere verificati prima dell'uso e occorrono valutazioni dei modelli mediante procedure statistiche. L'interpretazione ecologica dei risultati dei modelli richiede conoscenze specialistiche, perché l'idoneità dell'habitat è spesso sovrastimata, dato che i modelli non tengono conto di tutti i possibili fattori ambientali (in questo approccio non sono definiti p. es. i microhabitat).

Rispetto, ad esempio, agli studi sul campo condotti in un singolo sito, i modelli ecologici presentano diversi vantaggi. Spiegando i processi fondamentali relativi agli

habitat delle specie bersaglio consentono di concentrarsi sulla pianificazione regionale anziché su quella locale, basandosi su proiezioni su scala più ampia. È possibile combinare i dati relativi a molti organismi e identificare i fattori che influenzano l'insediamento delle comunità. Le proiezioni basate sugli scenari futuri possono aiutare ad adeguare la pianificazione in modo che le specie specializzate sopravvivano, venga mantenuta bassa la densità delle specie meno tipiche e di quelle invasive anche se le condizioni climatiche e l'uso del suolo cambiano. I modelli supportano quindi la pianificazione strategica regionale per una conservazione delle specie e una rivitalizzazione degli habitat efficaci.

### **Riquadro 3: Nella pratica – massimizzazione del potenziale di protezione dei biotopi e delle specie**

*Erik Olbrecht, Ufficio per la natura e l'ambiente, GR*

Gli sforzi di rivitalizzazione sono generalmente benefici per la biodiversità. Il grado di realizzazione del potenziale di miglioramento dipende tuttavia in larga misura dall'indagine di base e dalla definizione degli obiettivi di protezione dei biotopi e delle specie. È fondamentale che questi aspetti siano affrontati in una fase iniziale del progetto e che la pianificazione delle misure che prevedono soluzioni a obiettivi in conflitto sia condotta in stretta collaborazione tra i responsabili del progetto e un esperto di ecologia.

I progetti di rivitalizzazione sono elementi chiave di qualsiasi rete ecologica. I paesaggi fluviali sono spesso hotspot della biodiversità e svolgono importanti funzioni di collegamento. Per svolgere queste funzioni è essenziale che un esperto di ecologia stabilisca gli obiettivi generali regionali e locali di protezione dei biotopi e delle specie all'inizio della fase di pianificazione del progetto di rivitalizzazione. Questo lavoro si traduce in un elenco di specie e habitat bersaglio (tab. 1) e, idealmente, anche in

una carta della distribuzione che indichi gli habitat e le specie prioritarie strettamente legati al perimetro del progetto. Occorre inoltre specificare gli obiettivi in conflitto con le misure previste per la protezione dei biotopi e delle specie e includere raccomandazioni per la definizione delle priorità.

In una fase successiva, i responsabili del progetto e l'esperto di ecologia collaborano nelle prime fasi del progetto (studi preliminari o progetto di massima) al fine di valutare il potenziale di miglioramento all'interno del perimetro del progetto e per trovare soluzioni ai possibili conflitti relativi agli obiettivi di protezione dei biotopi e delle specie. Nelle fasi di progetto di massima o di pubblicazione, la pianificazione delle misure di rivitalizzazione deve essere adattata il più possibile agli habitat e alle specie bersaglio, comprese le loro esigenze d'interconnessione, e devono essere risolti eventuali conflitti tra gli obiettivi. Elementi importanti per facilitare il processo di pianificazione sono la precisazione degli obiettivi di protezione dei biotopi e delle specie nei documenti di pianificazione del progetto e l'elaborazione di piani per gestire i visitatori e la manutenzione del sito nonché di un piano di monitoraggio.

**Tabella 1**

Estratto di un elenco di specie e habitat bersaglio per la pianificazione di un progetto di rivitalizzazione. Le informazioni sugli habitat sono utilizzate dagli ingegneri idraulici e dagli esperti di ecologia per la pianificazione collaborativa dei requisiti idrologici e delle strutture morfologiche ed ecologiche all'interno del perimetro del sito di rivitalizzazione. Le informazioni chiave aggiuntive per l'attuazione sono riportate nella colonna «Misure». Anche la percentuale di superficie target di ciascun tipo di habitat all'interno del perimetro del progetto è uno strumento importante per i professionisti.

Specie bersaglio		Habitat bersaglio			
Nome italiano	Nome latino	Numero*	Habitat	Misure	Obiettivo di superficie (% del perimetro di progetto)
Gamberaia polimorfa	<i>Callitriche cophocarpa</i>	1.2.2	Affluente/area di ristagno a portata debole	• Presenza di dinamicità idrologica	20 %
Toporagno d'acqua eurasiatico	<i>Neomys fodiens</i>				
Piro-piro piccolo	<i>Actitis hypoleucos</i>	3.2.1.0	Piana alluvionale con ghiaia e senza vegetazione, nessuna piena in estate	• Presenza di dinamicità idrologica • Protezione delle specie contro i disturbi delle persone e dei cani durante il periodo di riproduzione	10 %
Corriere piccolo	<i>Charadrius dubius</i>				
Centauro elegante	<i>Centaureum pulchellum</i>	3.2.1.1	Piana alluvionale con limo/materiale fine e vegetazione pioniera	• Presenza di dinamicità idrologica • Protezione delle specie contro i disturbi delle persone e dei cani durante il periodo di riproduzione	20 %
Piro-piro piccolo	<i>Actitis hypoleucos</i>				
Corriere piccolo	<i>Charadrius dubius</i>				
Toporagno d'acqua eurasiatico	<i>Neomys fodiens</i>	6.1.3	Bosco golenale dinamico di ontano bianco	• Necessità di livelli dell'acqua periodicamente alti • Boschi strutturati usati come zone di caccia, legname morto	30 %
Orecchione alpino	<i>Plecotus macrobullaris</i>				

\*Cfr. Delarze e Gonseth (2015)

## 2 Modellizzazione eco-idrodinamica degli habitat ripari

La disponibilità di habitat per le specie vegetali golenali dipende dalle caratteristiche climatiche e dalle proprietà del suolo, oltre che dalle condizioni idromorfologiche locali del corso d'acqua. Per prevedere gli habitat adatti alla tamerice alpina (*Myricaria germanica*), una specie tipica dei banchi di ghiaia golenali, si sono utilizzati un modello ecologico su larga scala e un modello idrodinamico bidimensionale. Il presente capitolo include una descrizione dell'approccio modellistico e un'applicazione lungo il fiume Moesa (GR).

Erik van Rooijen, Davide Vanzo, David Vetsch, Annunziato Siviglia e Sabine Fink

### 2.1 Modellizzazione degli habitat nei paesaggi fluviali

I paesaggi fluviali sono composti da una varietà di forme del terreno, che ospitano diversi habitat per le specie terrestri, acquatiche e anfibe. Un habitat è il risultato di particolari fattori fisici e biotici e rappresenta un luogo atto a favorire l'insediamento, la sopravvivenza e la riproduzione di una specie (fig. 7).

L'identificazione e la quantificazione degli habitat è fondamentale per la gestione dei paesaggi fluviali. La quantità e la

varietà di habitat sono legate alla biodiversità e alla resilienza ecologica di un determinato ambiente (cfr. cap. 5; Rachelly *et al.* 2023). L'analisi degli habitat ha applicazioni pratiche per i gestori dei corsi d'acqua, ad esempio per valutare le conseguenze dei cambiamenti delle condizioni ambientali, come il regime idrologico (p. es. le piene naturali) o le variabili climatiche (p. es. l'aumento della temperatura), sulle specie bersaglio, vegetali o animali. Esempi di risultati dell'analisi degli habitat fluviali sono l'identificazione e la quantificazione di aree adatte alla germinazione di semi o alla riproduzione dei pesci. Tali risultati forniscono un supporto quantitativo alle decisioni di gestione fluviale, come la selezione dei luoghi

#### Figura 7

Il paesaggio fluviale molto dinamico lungo il fiume Moesa, vicino a Cabbio (GR), ospita piante adulte di tamerice alpina (*Myricaria germanica*) in zone parzialmente umide (pianta con fiori in primo piano), che sopravvivono anche durante i periodi di siccità (a). Le piante adulte sopravvivono su banchi di ghiaia (b) e le piantine si insediano su terreni umidi e sabbiosi (c).



migliori per la conservazione delle specie mediante la semina artificiale di una specie vegetale a rischio o la progettazione di rilasci più efficaci di pesci da piscicoltura.

I modelli ambientali (cfr. cap. 1; Fink e Scheidegger 2023) sono rappresentazioni informative e semplificate di componenti del mondo reale. Consentono di capire gli elementi fondamentali di processi complessi e possono essere applicati a varie scale spaziali, da quella locale a quella globale. I modelli di habitat sono stati applicati in molteplici contesti, ad esempio per valutare la distribuzione di specie di farfalle (Maggini 2011) e la vulnerabilità di specie di uccelli (Maggini *et al.* 2014) in Svizzera. In ambito fluviale, i modelli sono spesso utilizzati per quantificare gli habitat dei pesci (p. es. MesoHABSIM; Parasiewicz 2011), ma anche la successione della vegetazione nei paesaggi fluviali (vegetazione CASiMiR; Ecohydraulic Engineering GmbH 2019).

Il presente capitolo propone un approccio modellistico dell'habitat della tamerice alpina (*Myricaria germanica*), una specie arbustiva inserita nella Lista rossa (fig. 7). Questa pianta pioniera vive su banchi di ghiaia nella zona riparia dinamica e ha esigenze specifiche di habitat a seconda dello stadio di vita. Il clima, la geologia, la topografia e l'idrografia sono tutti elementi importanti per gli arbusti adulti. È necessario, ad esempio, un frequente ricambio dei sedimenti per evitare che vengano soppiantati da altre specie pioniere come i salici (*Salix* spp.). Gli adulti iniziano a fiorire dopo due anni se la temperatura dell'aria in tarda primavera e in estate è abbastanza elevata. Singoli eventi di piena possono trascinare via o sotterrare le piante giovani. Le condizioni ambientali devono quindi rimanere favorevoli per diversi anni affinché le piante si stabiliscano completamente.

I semi della tamerice alpina germinano entro 24–48 ore su terreni sabbiosi umidi, cioè in aree che sono state inondate di recente. Un habitat favorevole all'insediamento delle piantine deve soddisfare due requisiti: (i) la presenza di piante adulte durante la stagione di dispersione dei semi (da maggio a settembre) per garantire la produzione di semi e (ii) un'elevata frequenza di inondazione nelle aree circostanti per favorire la germinazione dei semi.

## 2.2 Collegamento di modelli ecologici e idrodinamici

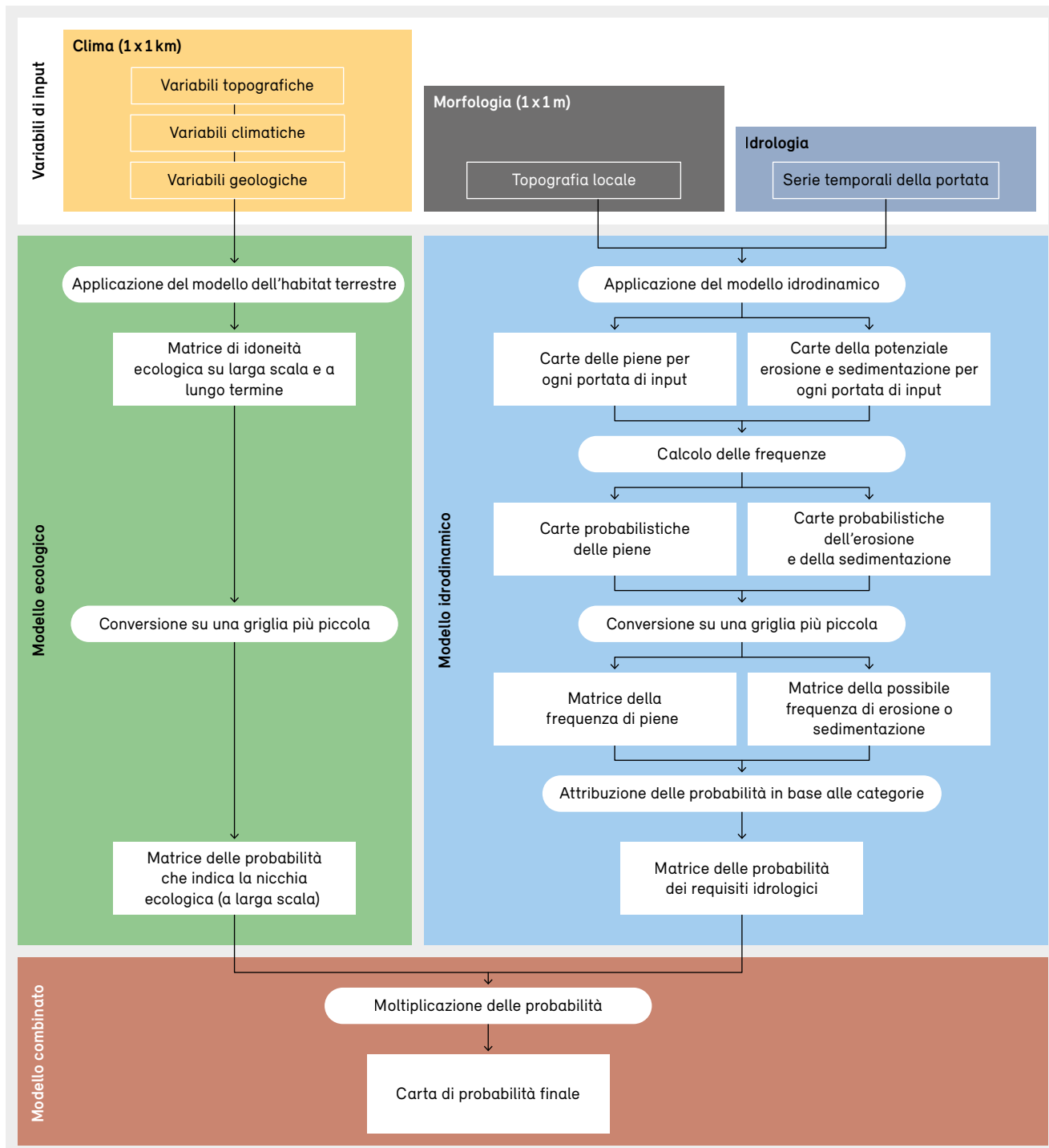
Per prevedere l'habitat adatto alle specie nella zona golenale dinamica, abbiamo combinato due modelli: (i) un modello ecologico statistico della distribuzione della tamerice alpina e (ii) un modello idrodinamico deterministico bidimensionale per la simulazione del regime di deflusso locale (cfr. riquadro 4). Il modello ecologico prevede l'habitat della tamerice alpina in base a indicatori climatici, geologici e topografici su larga scala (regionale) (cfr. cap. 1; Fink e Scheidegger 2023). Il risultato principale è una carta indicante la probabilità che la specie bersaglio possa stabilirsi e sopravvivere in diverse aree. Per aumentare l'accuratezza della previsione dell'habitat per la tamerice alpina su scala locale (di tratto), che dipende fortemente dalle condizioni idrodinamiche locali, il modello ecologico è stato combinato con un modello idrodinamico deterministico bidimensionale (cfr. riquadro 4). Il flusso di lavoro risultante, con le fasi principali e gli input necessari, è illustrato nella figura 8.

### Riquadro 4: Modelli idrodinamici

I modelli idrodinamici risolvono una serie di equazioni che descrivono la dinamica dei fluidi per simulare il deflusso nei corsi d'acqua. I modelli idromorfodinamici dispongono inoltre di un solutore per simulare l'erosione e il deposito di sedimenti lungo il corso d'acqua. I risultati di queste simulazioni sono la distribuzione spaziale della profondità e della velocità di deflusso e, nel caso dei modelli morfodinamici, la quota dell'alveo. I modelli idrodinamici richiedono una serie di dati di input: in questo studio abbiamo utilizzato un modello digitale del terreno (DTM), una serie di dati idrologici (i valori di portata) e una stima della rugosità dell'alveo. Nel caso di una simulazione morfodinamica sono necessarie maggiori informazioni sulle caratteristiche dei sedimenti. In Svizzera, i dati di portata sono misurati e disponibili in molti siti, mentre i restanti dati di input devono spesso essere raccolti ad hoc per ogni sito di studio. Per le simulazioni idrodinamiche di questo studio abbiamo utilizzato BASEMENT (Vanzo *et al.* 2021), uno strumento gratuito per la simulazione di molteplici processi fluviali.

**Figura 8**

Flusso di lavoro che collega i modelli ecologico e idrodinamico. I risultati dei due modelli sono combinati per ottenere una carta probabilistica, che prevede con maggiore precisione l'habitat delle piante. I blocchi colorati rappresentano le sottosezioni della metodologia. I rettangoli più piccoli rappresentano le serie di dati, i rettangoli arrotondati le diverse azioni.



### 2.2.1 Modellizzazione ecologica

Il modello ecologico statistico degli habitat per le piante adulte fornisce una matrice di idoneità su larga scala basata su predittori climatici, geologici e topografici. Con questa matrice è stato possibile identificare aree potenzialmente adatte su una griglia di 1 × 1 chilometro. Utilizzando una serie di dati a lungo termine che includono tutta la Svizzera, il modello ha fornito una carta di idoneità per la presenza della tamerice alpina (cfr. cap. 1; Fink e Scheidegger 2023).

### 2.2.2 Modellizzazione idrodinamica

Utilizzando il freeware BASEMENT ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch); Vanzo *et al.* 2021) è stato messo a punto e calibrato un modello idrodinamico bidimensionale del sito di studio (cfr. par. 2.3). Con i risultati delle simulazioni di BASEMENT sono state generate carte di frequenza delle piene e stimate le aree soggette a erosione o deposito di sedimenti nei diversi regimi di deflusso. Ulteriori informazioni sulla modellizzazione idrodinamica figurano nel riquadro 4.

### 2.2.3 Combinazione dei modelli

I modelli ecologico e idrodinamico sono stati combinati per realizzare una previsione dettagliata dei luoghi adatti all'insediamento di piantine di tamerice alpina: essendo lo stadio di vita più vulnerabile, un insediamento riuscito delle piantine garantisce la sopravvivenza a livello locale. La dispersione e l'insediamento dei semi sono stati previsti utilizzando: (i) la matrice degli habitat per le piante adulte del modello ecologico, (ii) le carte delle zone inondate e (iii) le carte di erosione o deposito del modello idrodinamico (fig. 8). Moltiplicando i tassi di probabilità per queste tre carte su una scala spaziale fine (griglia di 1 × 1 m come sottocampioni della griglia principale; per i dettagli cfr. fig. 8), sono state prodotte carte probabilistiche, che indicano i luoghi in cui è probabile che le piantine di tamerice alpina attecchiscano.

## 2.3 Caso di studio: fiume Moesa

### 2.3.1 Descrizione del sito e raccolta dei dati

Il modello combinato è stato testato su una piccola zona golenale del fiume Moesa (GR) (fig. 9). Il tratto si trova vicino al villaggio di Cabbio, in un'area in cui il fiume non è mai stato canalizzato, ma è limitato da argini di protezione

**Figura 9**

Fotografia aerea del sito di studio lungo il fiume Moesa, vicino a Cabbio (GR). La zona golenale è delimitata da due argini laterali. La freccia bianca indica la direzione della corrente (da nord a sud) e il rettangolo bianco rappresenta la sezione del sito corrispondente ai risultati modellizzati riportati nella figura 10.



Foto: Swisstopo

contro le piene. La zona golenale ha una lunghezza di circa 800 metri e una larghezza totale compresa tra 100 e 200 metri.

Il sito è stato monitorato da inizio maggio a fine settembre 2020. All'inizio del periodo di studio erano presenti poche tamerici alpine adulte. Durante il periodo di studio, il 7 giugno e il 29 agosto, due piene hanno alterato la topografia del fiume. Sorvolando il sito con un drone, la topografia è stata digitalizzata mediante tecniche di fotogrammetria (*Structure from Motion*; Agisoft 2020). La topografia delle aree sommerse è stata misurata con dispositivi GPS portatili. La presenza della tamerice alpina è stata rilevata ogni due settimane, in modo da coprire la fase riproduttiva della pianta, dalle prime fioriture alla dispersione degli ultimi semi. La posizione esatta delle piante è stata misurata con dispositivi GPS portatili.

Il modello ecologico era basato su dati geologici e climatologici per il periodo 1960–2016, mentre la disponibilità di habitat è stata modellizzata in base ai dati sulle specie del Centro nazionale di dati e informazioni sulla flora svizzera Infloflora (Fink *et al.* 2017; cfr. anche cap. 1; Fink e Scheidegger 2023). I dati idrologici sono stati forniti dall'Ufficio per la natura e l'ambiente del Cantone dei Grigioni.

### 2.3.2 Valutazione dei risultati della modellizzazione

Per gli individui adulti, il livello di dettaglio del modello ecologico su larga scala da solo era insufficiente, in quanto non indicava perché alcune piante non fossero sopravvissute durante il periodo di studio nel 2020. La distribuzione degli arbusti all'interno del sito suggerisce che i processi di erosione svolgono un ruolo importante nel determinare la sopravvivenza delle piante adulte, ma questi fattori non sono stati considerati nel modello ecologico. Abbiamo pertanto verificato se le informazioni aggiuntive del modello idrodinamico permettevano di prevedere la sopravvivenza della tamerice alpina.

Il modello idrodinamico ha utilizzato dati sulla portata raccolti durante il periodo di studio e informazioni sulla topografia fluviale ad alta risoluzione per valutare la potenziale erosione della ghiaia su una scala spaziale ridotta. L'erosione continua della ghiaia all'inizio di maggio ha provocato la perdita di piante adulte nelle aree che il modello idrodinamico aveva previsto come soggette

all'erosione della ghiaia e alla sedimentazione. Combinando il modello ecologico e quello idrodinamico, i cambiamenti di habitat previsti rispecchiavano accuratamente l'evoluzione degli individui adulti.

Il modello combinato è stato utilizzato principalmente per determinare i luoghi in cui è possibile l'insediamento di piantine di tamerice alpina. Se il modello ecologico è stato importante per prevedere l'habitat degli individui adulti, le aree di piena, erosione e sedimentazione nei periodi di due settimane durante la fase di fioritura sono state utilizzate per prevedere dove i semi potrebbero germinare. Le informazioni combinate dei due modelli hanno permesso di individuare il modello generale dell'habitat adatto alle piantine su piccola scala: sono infatti state effettivamente osservate piantine insediate in alcune delle aree previste dal modello combinato (fig. 10).

### 2.3.3 Vantaggi del modello combinato

Il principale vantaggio del modello combinato è la possibilità di identificare le aree potenzialmente idonee alla germinazione dei semi a scala più fine. Tali aree sono molto importanti per la ricolonizzazione e la sopravvivenza della tamerice alpina. La maggiore precisione del modello combinato consente di individuare, lungo la zona golenale, i luoghi prioritari per la promozione delle specie locali o per interventi di gestione mirati come l'eliminazione delle piante concorrenti (o invasive).

L'uso di strumenti che consentono un elevato livello di dettaglio (p. es. strumenti di modellizzazione fluviale 2D) e la crescente disponibilità di serie di dati ad alta risoluzione provenienti dal telerilevamento rappresentano una tendenza consolidata nella pratica e nel mondo accademico. Il modello combinato proposto si inserisce in questa tendenza, sfruttando i vantaggi della combinazione di strumenti di modellizzazione con diverse scale spaziali e temporali.

### 2.3.4 Limiti del modello combinato

Pur essendo utile per individuare l'habitat degli adulti e delle piantine per le specie bersaglio, il modello combinato comporta una maggiore complessità di modellizzazione a causa della differenza di scala spaziale (grande per il modello ecologico e piccola per il modello idrodinamico) e quindi della necessità di riadattare il modello (ridimensionamento, cfr. fig. 8). Il modello combinato non considera

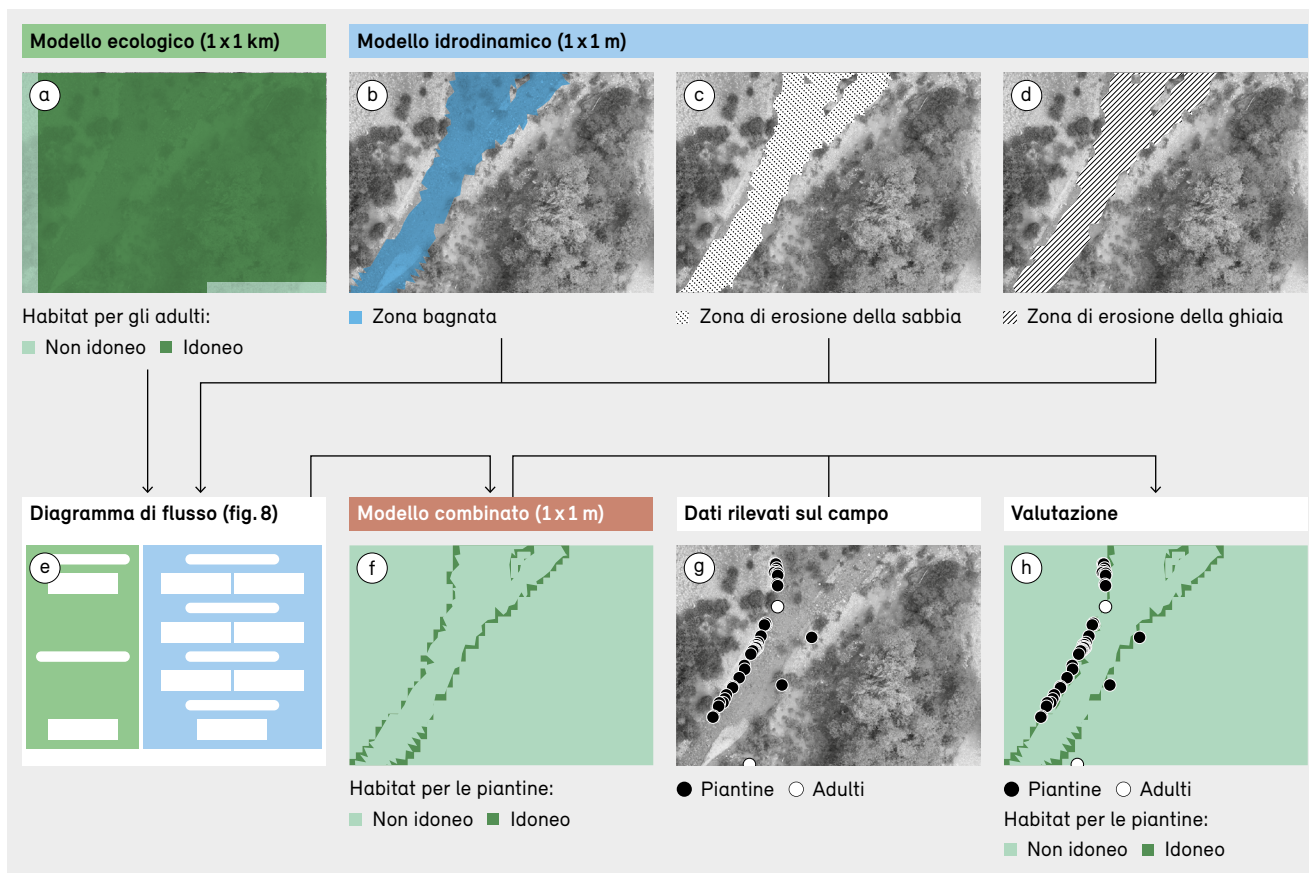
inoltre tutti i processi ambientali a cui è esposta una specie. Può però essere ulteriormente perfezionato, ad esempio tenendo conto delle interazioni tra la dinamica dei sedimenti e le piante (p. es. Caponi e Siviglia 2018). Inoltre, il flusso di lavoro proposto (fig. 8) richiede l'uso di una serie di strumenti (p. es. BASEMENT) e alcune competenze di scripting per l'elaborazione dei dati (p. es. in R o Python), poiché non è implementato in un unico strumento integrato. Il flusso di lavoro può tuttavia essere riprodotto completamente con strumenti gratuiti.

### 2.3.5 Estendibilità ad altri casi di studio e specie

Il modello combinato può essere adattato ad altri siti fluviali e ad altre specie. Non ci sono limitazioni in particolare per quanto riguarda il tipo o le dimensioni del tratto fluviale, purché sia valido l'approccio di modellazione 2D. Utilizzando BASEMENT è possibile riprodurre tutte le tipologie di regimi di deflusso (p. es. sia subcritico sia supercritico); di conseguenza, è possibile studiare sia i corsi d'acqua di pianura che quelli alpini.

**Figura 10**

Valutazione del modello combinato con dati raccolti sul campo di adulti di tamerice alpina e piantine in una sezione della zona golenale vicino a Cabbio (fotografia aerea dell'inverno 2020 in g). Le piantine erano presenti in aree identificate come idonee nel modello ecologico (area verde scuro in a), vicino alle linee di piena modellate (area blu in b) e al di fuori delle zone di erosione e deposito modellizzate (c: sabbia, d: ghiaia). Seguendo il flusso di lavoro per collegare i due modelli (e), la matrice di probabilità combinata (f) identifica i luoghi adatti all'insediamento delle piantine (aree verde scuro in f e h) e li combina con i dati raccolti sul campo (g) come mostrato nella valutazione (h).



Fonte: VAW, ETH Zurich/WSL



Per applicare il modello combinato ad altri siti fluviali sono necessari il modello ecologico e il modello idrodinamico. Il modello ecologico è eseguito su scala nazionale e le informazioni disponibili per la tamerice alpina possono essere utilizzate per altri siti in Svizzera (Fink *et al.* 2017). L'onere di lavoro richiesto per il modello idrodinamico dipende dalla disponibilità di un modello digitale del terreno (DTM) di alta qualità, che può richiedere molto tempo per essere generato da zero. Considerando l'onere di lavoro, si consiglia di utilizzare questo approccio nei tratti particolarmente interessanti (qualche km), ma non su scala nazionale.

Dato che la tamerice alpina è una specie indicatrice della vegetazione pioniera nelle zone golenali (Delarze e Gonseth 2015), il risultato presentato può essere utilizzato anche per determinare l'habitat di specie con nicchie simili

(p. es. il salice *Salix daphnoides*) o di specie non vegetali nello stesso habitat (p. es. la falena *Istrianis myricariella*). La metodologia può anche essere adattata per modellizzare altri tipi di specie mobili, come pesci oppure coleotteri o ragni terrestri ripari ( riquadro 5, cfr. anche cap. 3; Kowarik e Robinson 2023). In questo caso, il modello ecologico dovrebbe essere adattato per riflettere le specie bersaglio e il modello idrodinamico dovrebbe quantificare i parametri idraulici importanti per queste specie.

## 2.4 Uso nella pratica

Il modello combinato è uno strumento utile per valutare il potenziale di conservazione locale delle specie bersaglio attraverso il ringiovanimento naturale e la crescita

### Riquadro 5: Nella pratica – prospettive applicative della modellizzazione degli habitat

Mauro Carolli, ricercatore presso SINTEF (Norvegia)

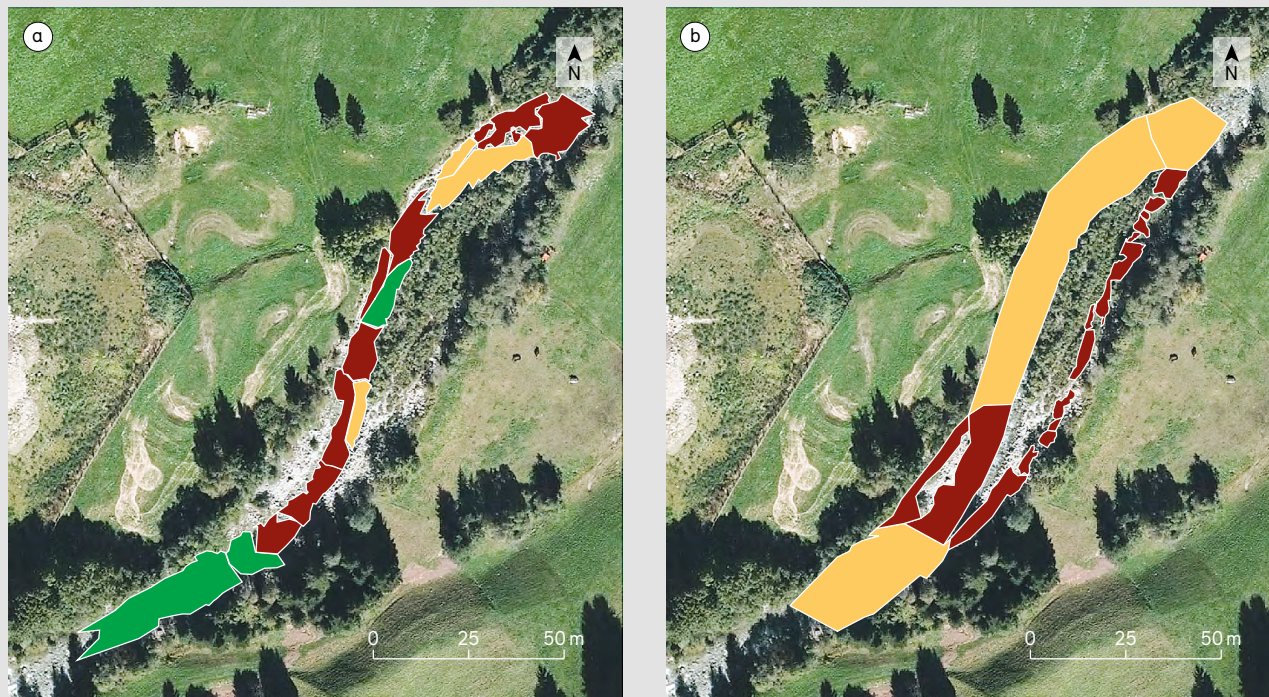
La modellizzazione degli habitat può essere estremamente utile per aiutare i professionisti e i decisori nella gestione dei sistemi fluviali. La modellizzazione degli habitat è stata applicata per quantificare i deflussi ambientali a valle dei prelievi idrici per le attività umane (p. es. per la produzione di energia idroelettrica). I deflussi minimi sono solitamente definiti utilizzando solo le relazioni idrologiche all'interno del bacino idrografico, mentre con la modellizzazione degli habitat possono essere considerati anche aspetti ecologici. Le linee guida emanate dall'Unione europea nel 2015 raccomandano l'uso di metodi di modellizzazione degli habitat per definire i deflussi ecologici per la direttiva quadro sulle acque.

In alcuni casi pilota di studio nelle Alpi italiane è stato utilizzato il metodo MesoHABSIM (Parasiewicz 2011) per definire i deflussi da un punto di vista più ecologico, conformemente alle linee guida dell'Unione europea. L'habitat è stato cartografato con diverse portate per tracciare una curva habitat-portata e valutare la qualità dell'habitat per le due principali specie locali, la trota fario (*Salmo trutta*, fig. 11) e la trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*). Sono state simulate diverse quantità di prelievo di acqua per uso umano e trasformate le serie

di dati di deflusso in serie di habitat, utilizzate in seguito per identificare le soglie ecologiche di deflusso al di sotto delle quali la qualità dell'habitat diminuisce rapidamente. La qualità dell'habitat è stata valutata sul campo a livello di tratto (10–1000 m), ma la modellizzazione idrodinamica può aiutare a estendere le valutazioni dell'habitat a una scala spaziale più ampia (bacino o sottobacino idrografico). La trasformazione delle serie di dati di deflusso in serie di habitat può anche essere calcolata a diverse scale temporali, a seconda della risoluzione dei dati di input. Ciò consente di valutare gli effetti ecologici dei fenomeni che possono influenzare la comunità fluviale da scale sub-giornaliere (p. es. i deflussi discontinui) a scale settimanali o mensili (p. es. le siccità estreme). La modellizzazione dell'habitat stabilisce un nesso diretto tra l'idrologia e la gestione delle acque da un lato e le biocenosi dei corsi d'acqua dall'altro. Può inoltre essere estesa per quantificare altri servizi ecosistemici, quando è possibile stabilire una relazione tra il deflusso (o altre variabili idrauliche) e l'utilizzo della risorsa idrica. Un esempio è la quantificazione dell'idoneità del fiume per la navigazione ricreativa (rafting, kayak) a valle delle centrali idroelettriche in diversi regimi di deflusso. Nel complesso, la modellizzazione dell'habitat è uno strumento prezioso per la gestione fluviale e racchiude un enorme potenziale per l'analisi di possibili compromessi e sinergie tra i diversi usi fluviali e le biocenosi.

**Figura 11**

Idoneità dell'habitat per la trota fario adulta (*Salmo trutta*) alla portata ( $Q$ ) di  $1,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (a) e  $3,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (b). Torrente Vermigliana, Vermiglio (IT).



Trota fario adulta,  $Q = 1,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

■ Ottimale ■ Idoneo ■ Non idoneo

Fonte: per gentile concessione del prof. G. Zolezzi (DICAM, Università di Trento, Italia)

Trota fario adulta,  $Q = 3,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

■ Ottimale ■ Idoneo ■ Non idoneo

locale. La tamerice alpina, inserita nella Lista rossa, tende a subire la concorrenza dei salici, più comuni e a crescita più rapida, che rendono le condizioni di luce troppo ombrose per questa specie a crescita più lenta. Per la tamerice alpina, il ringiovanimento lungo le linee di piena, dove la concorrenza è bassa, è fondamentale e aiuta questa specie a sopravvivere nonostante la presenza di specie esotiche come l'invasivo arbusto delle farfalle (*Buddleja davidii*; Mörz 2017). La carta probabilistica dell'habitat delle piantine facilita l'analisi del potenziale di ringiovanimento nei siti soggetti all'impatto dell'energia idroelettrica. Può inoltre essere applicata per convalidare il successo della rivitalizzazione, confrontando il potenziale di habitat previsto per le aree rivitalizzate con le osservazioni di piantine già insediate.

Con i cambiamenti climatici è presumibile che le piene diventeranno più frequenti e si verificheranno in periodi diversi da quelli attuali. Previsioni più accurate e una comprensione più approfondita dei processi sono fondamentali per la

gestione dei corsi d'acqua in vista dei futuri cambiamenti ambientali. Con il modello combinato è possibile prevedere le condizioni future degli habitat tenendo conto delle variazioni di temperatura, precipitazioni e portata, migliorando la comprensione dell'evoluzione delle specie in un mondo in cambiamento.

## 3 Flussi di risorse acquatiche e terrestri

Il presente capitolo si concentra sugli stretti legami tra i corsi d'acqua e i paesaggi circostanti e sull'importanza dei flussi di risorse tra questi sistemi per mantenere la biodiversità acquatica e terrestre. Il capitolo include una riflessione sull'esportazione di biomassa e nutrienti specifici, i cosiddetti acidi grassi polinsaturi omega-3 (PUFA), come servizio ecosistemico fondamentale fornito dai sistemi acquatici sani. I progetti di gestione e rivitalizzazione dei corsi d'acqua dovrebbero tenere conto della connettività laterale tra gli ambienti acquatici e terrestri per migliorare il successo delle misure di rivitalizzazione.

Carmen Kowarik e Christopher T. Robinson

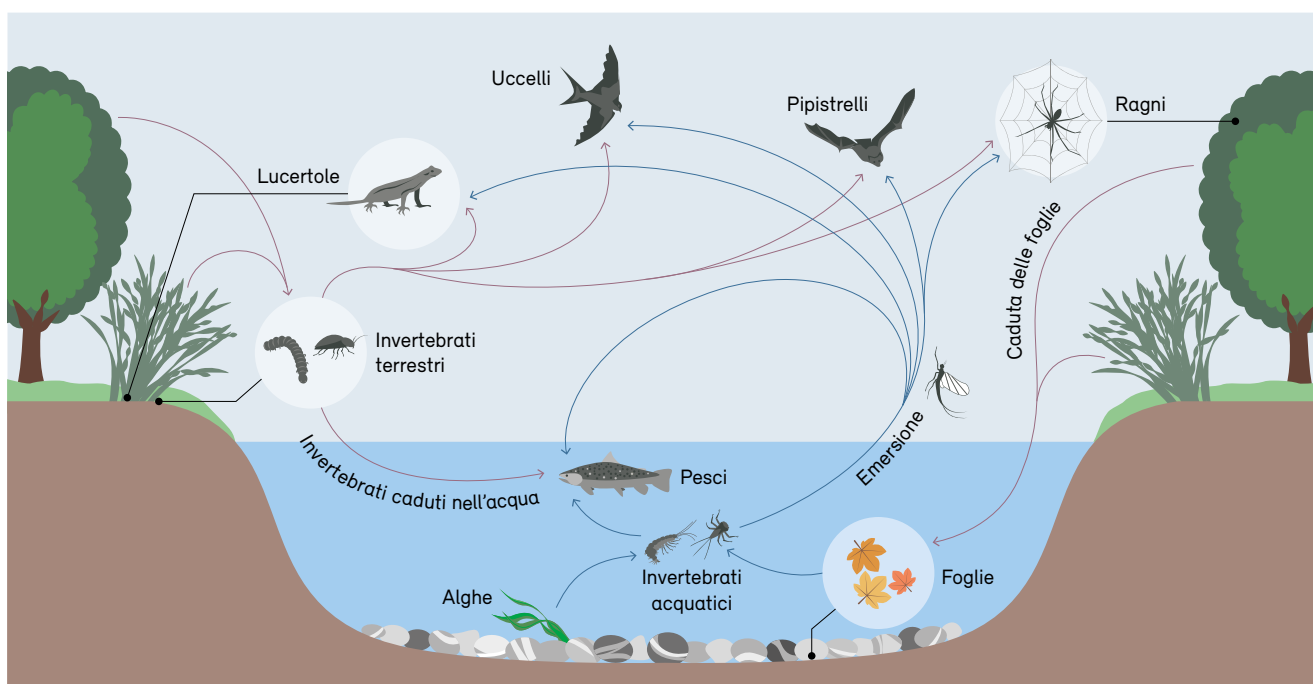
I corsi d'acqua nonché le zone golenali e le zone ripuali adiacenti sono unità interattive e aperte, collegate da molteplici percorsi (Baxter *et al.* 2005). Il presente capitolo esamina più da vicino i flussi di risorse tra ecosistemi acquatici e terrestri adiacenti e, in particolare, gli scambi di risorse organiche (biomassa e nutrienti) (fig. 12). I flussi di risorse avvengono in entrambe le direzioni, ad esempio attraverso l'immissione di lettiera fogliare nei corsi d'acqua e l'emersione di insetti acquatici nei sistemi terrestri, creando quella che Baxter *et al.* (2005) definiscono una «rete intricata». Questi flussi di risorse tra ecosistemi acquatici e terrestri possono svolgere funzioni cruciali per i sistemi riceventi.

### 3.1 Importanza dei flussi dai sistemi acquatici a quelli terrestri

Il presente capitolo si concentra sugli apporti di risorse dagli ecosistemi acquatici a quelli terrestri adiacenti. Le risorse di origine acquatica forniscono una fonte di cibo supplementare per i predatori, come i ragni, ad esempio sotto forma di insetti acquatici emergenti. Molti insetti acquatici hanno uno sviluppo in cui lo stadio larvale è acquatico e lo stadio riproduttivo adulto è terrestre. La tempistica degli apporti di risorse di origine acquatica riflette lo sviluppo delle comunità ecologiche locali, il che

Figura 12

Schema dei flussi di risorse tra un corso d'acqua e il paesaggio circostante.



comporta un andamento stagionale. L'emersione di insetti acquatici, soprattutto in primavera, fornisce un'importante integrazione ai predatori in un momento in cui le risorse terrestri sono poco abbondanti. Diversi studi hanno dimostrato che i predatori, come i ragni e gli uccelli, dipendono stagionalmente dagli apporti di risorse acquatiche (Iwata *et al.* 2003; Paetzold *et al.* 2005; Burdon e Harding 2008).

Oltre a rappresentare una fonte di cibo supplementare, le risorse di origine acquatica contengono anche un importante nutriente poco presente negli ecosistemi terrestri, il noto acido grasso omega-3 EPA (tab. 2). Troviamo alte concentrazioni di EPA nei pesci, il che li rende una fonte alimentare benefica anche per l'uomo, e in altri organismi acquatici come gli insetti. Gli ecosistemi acquatici sono infatti considerati

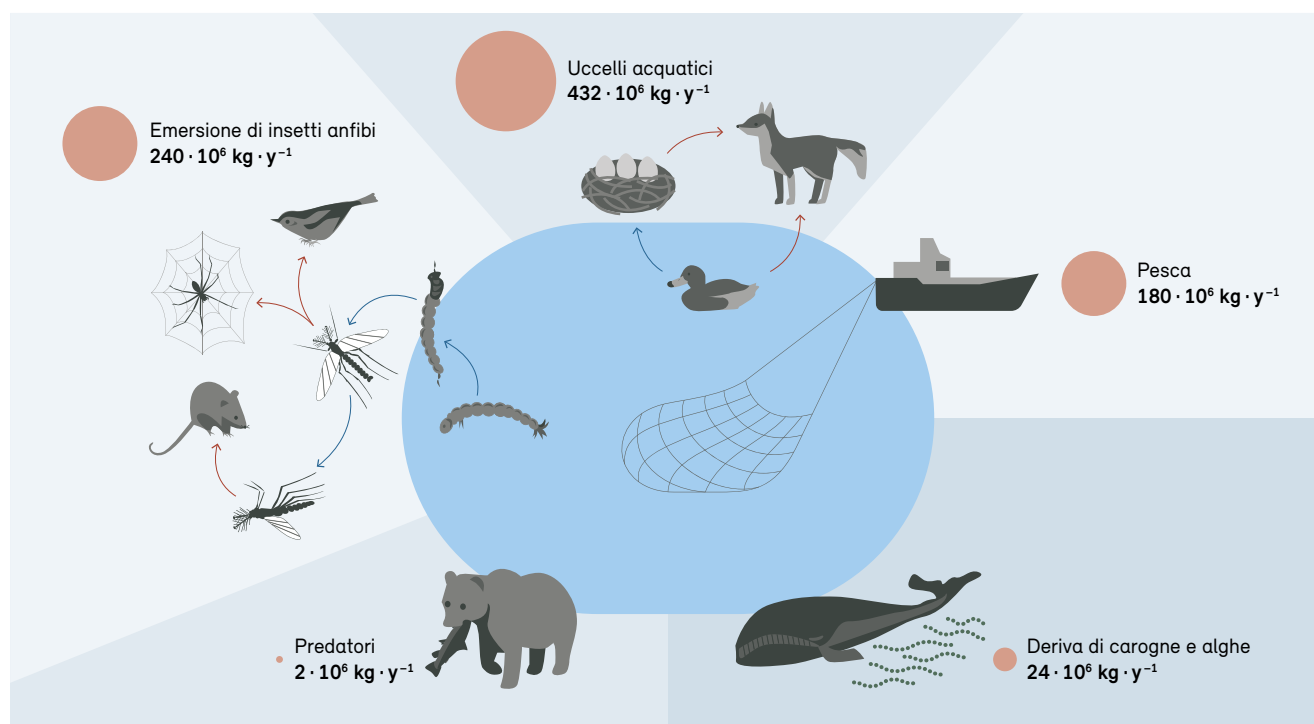
**Tabella 2**

Principali acidi grassi polinsaturi omega-3 (PUFA).

Abbreviazione	Formula chimica	Nome	Produttori primari
ALA	C18:3n3	Acido alfa linolenico	La maggior parte delle alghe e alcune piante terrestri, con concentrazioni particolarmente alte in alcuni semi e frutti secchi (p. es. colza, semi di lino, noci)
SDA	C18:4n3	Acido stearidonico	Molte alghe (p. es. molte criptofite e alcune alghe verdi), ma solo poche piante vascolari (p. es. ribes nero ed echio)
EPA	C20:5n3	Acido eicosapentaenoico	Molte alghe (p. es. diatomee e criptofite), ma non le piante vascolari (salvo alcuni muschi); la fonte principale sono gli ecosistemi acquatici
DHA	C22:6n3	Acido docosaesaenoico	Soprattutto le alghe marine (p. es. criptofite marine)

**Figura 13**

Stima dell'esportazione annuale (y) di EPA e DHA (cfr. tab. 2) attraverso diverse vie, che illustra l'entità e l'importanza di questo servizio ecosistemico fornito dai sistemi acquatici.



una delle principali fonti di EPA (Hixson *et al.* 2015). L'EPA appartiene al gruppo degli acidi grassi polinsaturi (PUFA; tab. 2) che contengono doppi legami multipli, che solo specifici gruppi di organismi possono produrre. Diversi gruppi di alghe, ad esempio le diatomee, producono grandi quantità di EPA, che si accumulano nelle catene alimentari acquatiche. Le piante terrestri, ad eccezione di alcuni muschi, mancano completamente di questa capacità (Harwood 1996; Uttaro 2006; Hixson *et al.* 2015). Ciò rende gli organismi ricchi di EPA (insetti acquatici) una risorsa molto richiesta negli ecosistemi terrestri. Stime preliminari indicano che la quantità di PUFA esportata dai sistemi acquatici può essere notevole (fig. 13), fornendo un importante servizio ecosistemico anche al di fuori del sistema acquatico stesso (Gladyshev *et al.* 2013).

Ma perché i PUFA sono così importanti? Negli animali, compreso l'uomo, i PUFA sono coinvolti in molti processi fisiologici. Sono ad esempio parti essenziali delle nostre membrane cellulari, hanno importanti funzioni nel nostro sistema immunitario e svolgono un ruolo nella trasduzione dei segnali nel corpo (Stillwell e Wassall 2003; Stanley 2014; Schlotz *et al.* 2016). I PUFA sono insomma essenziali per la sopravvivenza e devono essere assunti con la dieta. Sebbene alcuni organismi possano convertire altri PUFA in EPA, questo processo è generalmente inefficiente e l'assunzione di EPA attraverso la dieta è quindi molto importante. Studi sui predatori presenti nelle zone ripuali hanno ad esempio dimostrato un effetto positivo dei flussi di EPA di origine acquatica sullo sviluppo e il successo riproduttivo degli uccelli, come le rondini arboricole (Twining *et al.* 2016, 2018), e sul sistema immunitario dei ragni (Fritz *et al.* 2017).

L'uomo ha alterato la maggior parte degli ecosistemi acquatici, in particolare i fiumi e i torrenti, sia nella morfologia sia nella chimica dell'acqua, dando origine al «lato oscuro» dell'apporto di risorse dagli ecosistemi acquatici a quelli terrestri, rappresentato dal trasferimento di microrganismi e metalli pesanti (Kraus 2019). Le acque dolci sane favoriscono chiaramente il lato positivo dei flussi di risorse di origine acquatica verso gli ecosistemi terrestri adiacenti come servizio ecosistemico. L'impatto delle attività umane sugli apporti di risorse acquatiche, in termini sia di quantità sia di qualità, rimane sconosciuto. Il 25 per cento circa dei corsi d'acqua svizzeri è in cattivo stato eco-morfologico,

soprattutto a causa delle oltre 100 000 barriere artificiali che bloccano il movimento dei sedimenti, degradando in modo critico le condizioni degli alvei per la biota (UFAM 2018), e della sostanziale riduzione della lunghezza delle sponde in seguito al raddrizzamento dell'alveo dei fiumi e alla costruzione di argini. L'abbondanza di insetti acquatici emergenti e di uccelli insettivori è direttamente proporzionale alla lunghezza delle sponde (Iwata *et al.* 2003), il che significa che reti fluviali meno naturali con una lunghezza inferiore delle sponde possono essere associate a un ridotto trasferimento di PUFA. Modificando sia i corsi d'acqua sia le zone ripuali adiacenti, le attività e le infrastrutture umane influenzano chiaramente la distribuzione e la quantità degli scambi e dei flussi di risorse tra gli ecosistemi acquatici e terrestri (Laeser *et al.* 2005; Paetzold *et al.* 2011).

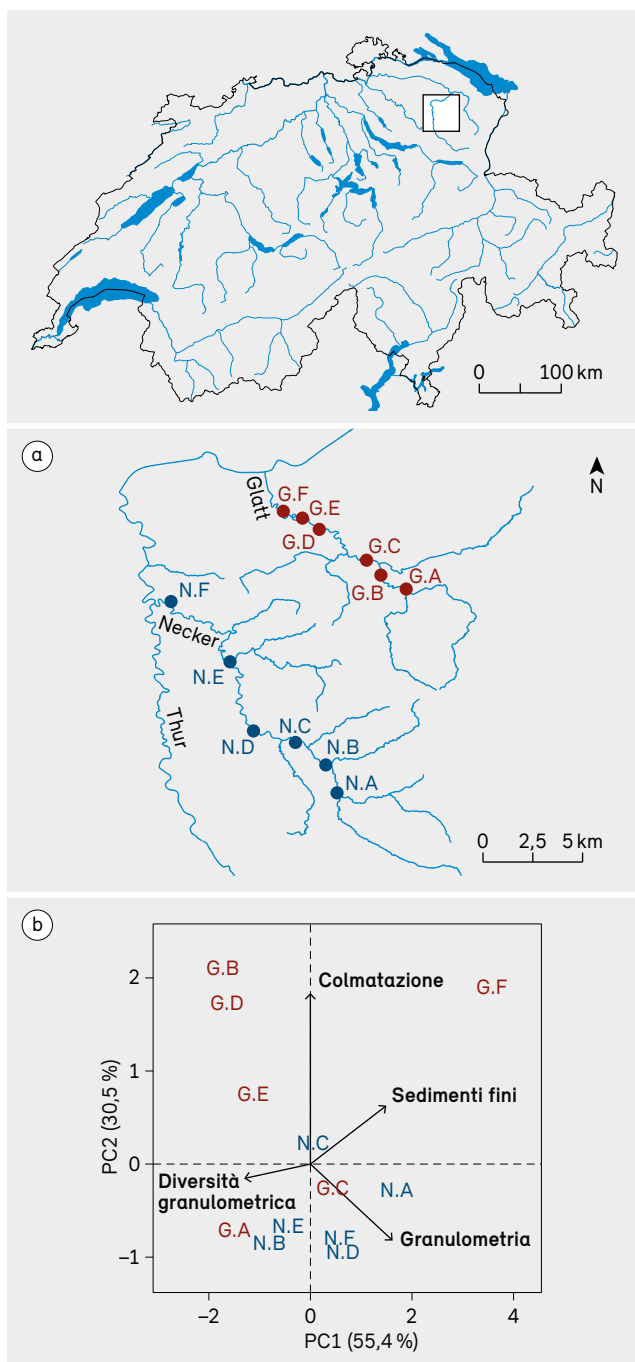
Nonostante il loro importante ruolo ecologico nel contesto di paesaggi fluviali multidimensionali, gli apporti e scambi di risorse tra gli ecosistemi acquatici e terrestri sono stati ampiamente trascurati nella gestione pratica. Nei progetti futuri, le misure di rivitalizzazione dovrebbero quindi tenere conto della connettività laterale lungo i corsi d'acqua, includendo tali flussi di risorse.

### 3.2 Dati sugli apporti di risorse acquatiche e terrestri in Svizzera

Qui di seguito sono presentati i risultati relativi agli apporti di risorse dai sistemi acquatici a quelli terrestri lungo due fiumi differenti del Cantone di San Gallo (fig. 14a). Il fiume Necker (N) è un fiume perlopiù non corretto con un regime naturale di deflusso e sedimenti, mentre il vicino fiume Glatt (G) è stato soggetto a molte correzioni e presenta molteplici barriere, che alterano il regime di flusso e sedimenti. Anche l'uso del suolo differisce tra i due bacini: il Glatt ha una qualità dell'acqua più scadente (livelli più elevati di azoto e fosforo) rispetto al Necker. Abbiamo selezionato sei siti lungo ciascun fiume per valutare gli apporti di risorse acquatiche agli ecosistemi terrestri adiacenti, concentrandoci sugli insetti acquatici emergenti e sull'esportazione di PUFA di origine acquatica a due predatori presenti nelle zone ripuali (ragni terricoli e tessitori). I ragni terricoli sono predatori mobili, mentre i ragni tessitori sono predatori stazionari, che catturano le prede nelle loro ragnatele. Il presente capitolo si occupa di vari aspetti degli apporti di risorse lungo i due fiumi.

Figura 14

(a) Carta dei siti di campionamento lungo i fiumi Glatt (G) e Necker (N).  
 (b) Grafico dell'analisi delle componenti principali, che mostra la differenza nelle caratteristiche degli habitat tra i due fiumi. Gli assi rappresentano la prima e seconda dimensione dell'analisi ed è indicata la percentuale di varianza spiegata da ciascuna dimensione. Le variabili colmatazione, diversità granulometrica, sedimenti fini (quantità) e granulometria sono rappresentate da frecce.



Fonte: Eawag

### 3.2.1 In che modo la correzione influenza i gradienti ambientali lungo le reti fluviali?

Sono state valutate diverse caratteristiche dei sedimenti, come la distribuzione granulometrica e la colmatazione interna (cfr. cap. 7; Dubuis *et al.* 2023), osservando un aumento dei sedimenti fini e della colmatazione nei siti a valle delle strutture (barriere) che bloccano il movimento dell'alveo. Lungo il fiume Glatt, il sito più a monte (G.A) presentava ancora caratteristiche sedimentarie naturali, che però cambiavano rapidamente a valle della prima struttura (G.B). Questo cambiamento nelle caratteristiche dell'habitat è mostrato in un grafico dell'analisi delle componenti principali (PCA) (fig. 14b), dove i siti raffigurati vicini hanno caratteristiche dell'alveo simili e le frecce rappresentano i diversi motivi della separazione. G.A è affine ai siti più naturali del fiume Necker perché ha meno materiale fine, mentre G.B e gli altri siti lungo il Glatt sono più lontani perché hanno un grado di colmatazione più elevato.

### 3.2.2 In che modo il degrado dei corsi d'acqua influenza gli apporti acquatici?

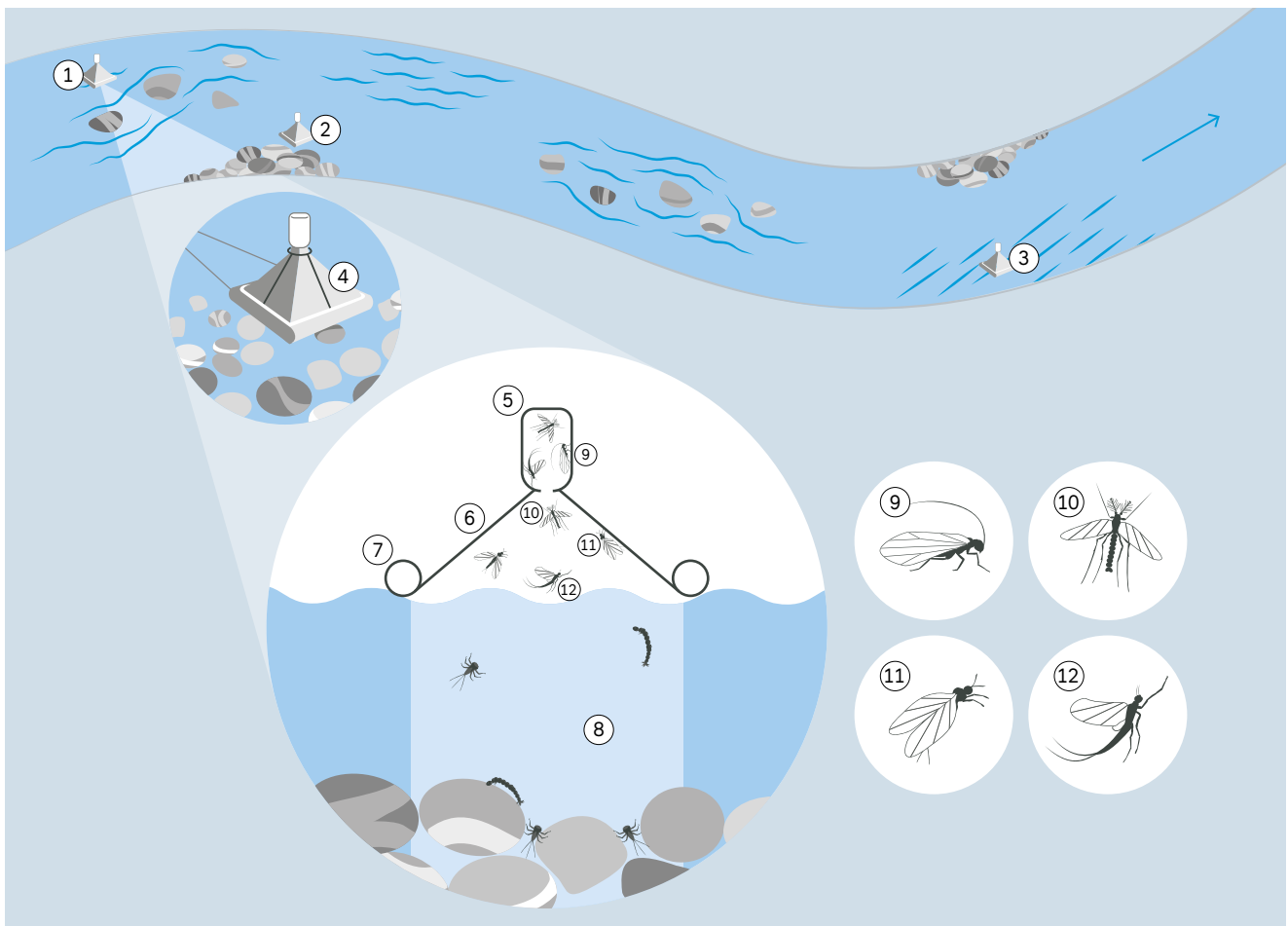
Nei corsi d'acqua, la correzione della portata causa spesso il degrado dell'habitat, il che si traduce tipicamente in cambiamenti nelle biocenosi e nella quantità di macroinvertebrati nelle acque corrette rispetto ai corsi d'acqua non corretti. Di conseguenza differiscono anche la qualità e la quantità di risorse di origine aquatica trasferite alle zone ripariali adiacenti. È stata confrontata l'esportazione di biomassa di insetti lungo un gradiente di degrado dell'alveo nei fiumi Glatt e Necker, utilizzando la colmatazione come variabile indicativa del degrado dell'alveo (cfr. fig. 15 per i metodi e fig. 16 per i risultati). Non è stata osservata una diminuzione generale dell'esportazione di biomassa con l'aumento della colmatazione, ma si è verificato un cambiamento nella composizione della comunità, con un minor numero di plecoteri emergenti nel fiume Glatt rispetto al fiume Necker. Mentre un picco di plecoteri emergenti in autunno, costituito da specie di plecoteri piuttosto comuni (*Leuctra* spp.), era visibile in qualche misura nella maggior parte dei siti lungo il fiume Glatt, l'importante picco di plecoteri emergenti all'inizio della primavera era essenzialmente assente lungo il fiume Glatt, con un basso livello di emersione solo nei siti G.A e G.C (fig. 16a). Il picco di inizio primavera era costituito da famiglie di plecoteri più sensibili alle perturbazioni ambientali, come l'aumento del carico di sedimenti fini (Extence *et al.* 2013).

L'assenza di plecoteri può avere un grande impatto, poiché esprimono un comportamento di emersione diverso da quello di altri insetti acquatici, come gli efemerotteri e i tricoteri, che emergono in volo direttamente dalla colonna

d'acqua (fig. 16b). Al contrario, i plecoteri strisciano verso la riva prima di emergere (fig. 16c), rappresentando così un'importante risorsa per i predatori terricoli, assente nei corsi d'acqua privi di plecoteri (fig. 17).

### Figura 15

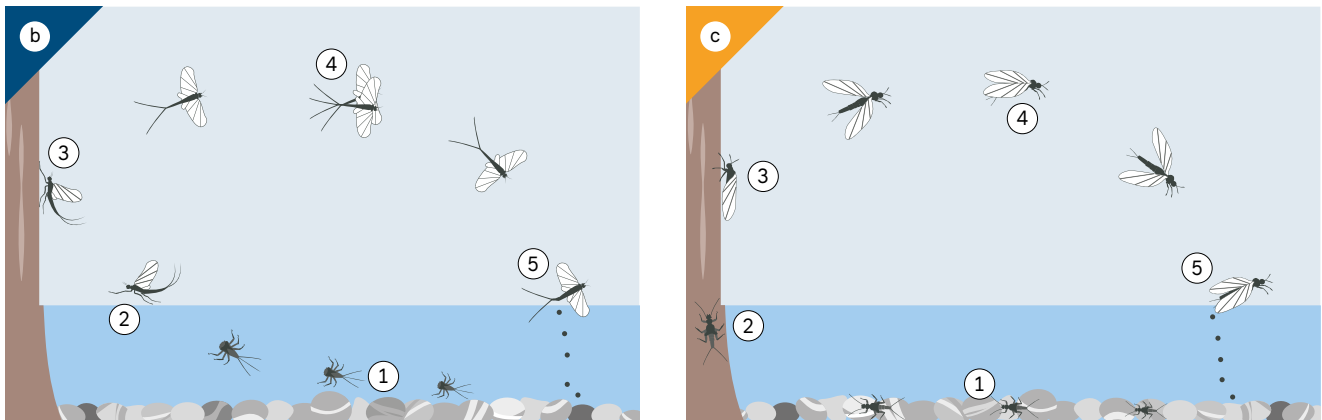
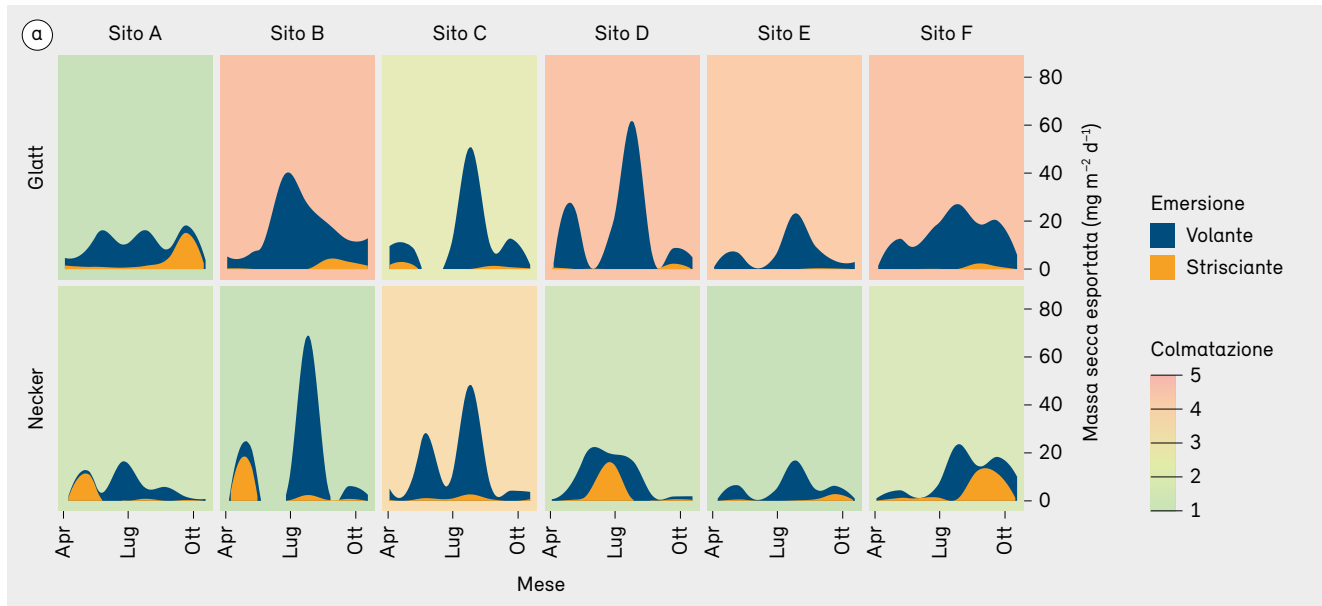
Metodo per stimare l'esportazione di biomassa sotto forma di insetti acquatici emergenti. Per ogni tratto fluviale sono state utilizzate tre trappole galleggianti (superficie di 0,25 m<sup>2</sup>) per coprire diversi tipi di habitat: rapide (1), bordo (2) e pozza (3). (4) Trappole per gli insetti emergenti, costituite da bottiglia per la raccolta degli insetti (5), rete di copertura (maglia da 100 µm) (6), galleggianti in polistirolo (7), area di raccolta degli insetti emergenti (8). Insetti raccolti: tricoteri (9), ditteri (10), plecoteri (11) ed efemerotteri (12).



Fonte: Eawag

**Figura 16**

(a) Stima dell'esportazione di biomassa sotto forma di insetti acquatici emergenti striscianti (p. es. plecoteri) e volanti (p. es. tricoteri, efemeroteri) lungo i fiumi Glatt (riga in alto) e Necker (riga in basso). I siti (A–F) corrispondono a quelli indicati nella carta della figura 14. (b e c) Illustrazione delle diverse modalità di emersione: volo (b) e strisciamento (c).

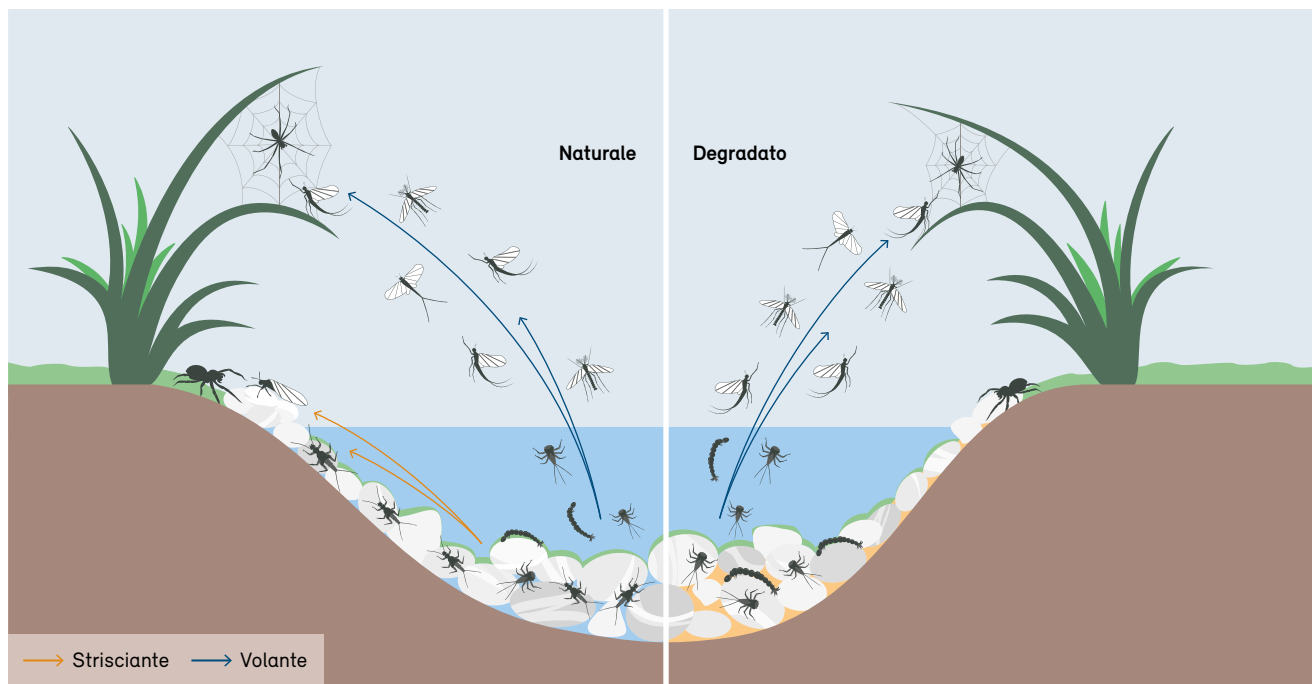


Fonte: (b) adattato da [www.delawariverguide.net/insects/mayflycyc.html](http://www.delawariverguide.net/insects/mayflycyc.html); (c) adattato da [www.delawariverguide.net/insects/stoneflycyc.html](http://www.delawariverguide.net/insects/stoneflycyc.html)



Figura 17

Potenziale conseguenza del degrado dei corsi d'acqua per il trasferimento inter-ecosistemico di risorse dagli ecosistemi acquatici ai paesaggi fluviali. La perdita di plecoteri nei corsi d'acqua degradati comporta la perdita di un flusso di risorse (in giallo) verso gli ecosistemi ripuali adiacenti.



Fonte: Eawag

### 3.2.3 Gli insetti acquatici emergenti trasferiscono PUFA e vi sono differenze tra gli ecosistemi?

L'EPA e altri PUFA (cioè ALA e SDA), presenti prevalentemente negli ecosistemi acquatici, sono stati rilevati in concentrazioni considerevoli negli insetti emergenti (EPA: 15–25 % degli acidi grassi totali) e nei ragni lungo i fiumi Glatt e Necker (fig. 18). I ragni tessitori e terricoli presentavano una concentrazione di ALA simile (~4 % degli acidi grassi totali) ed entrambi avevano una concentrazione di EPA molto elevata (~15 %) rispetto agli altri organismi terrestri. La concentrazione di SDA era più alta nei ragni tessitori (1,4 %) che in quelli terricoli (0,3 %), il che indica che il tipo di predazione influisce sul trasferimento di risorse.

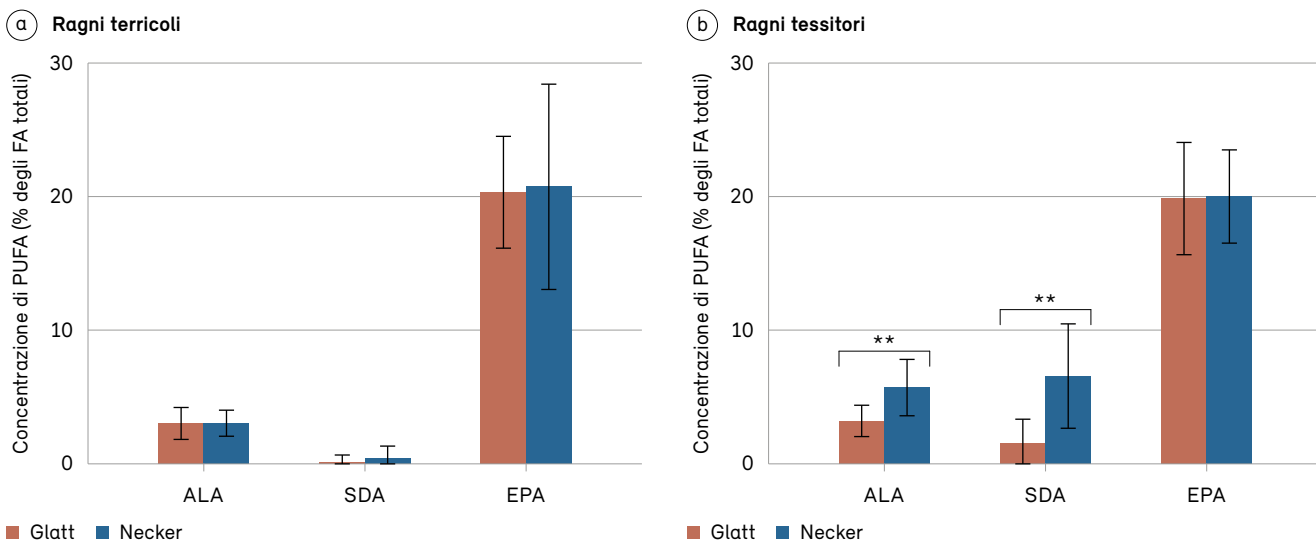
Sono state confrontate le concentrazioni di PUFA nei ragni tra i due ecosistemi in primavera. Nei ragni terricoli non sono state rilevate differenze significative. I ragni tessitori, invece, contenevano più SDA e ALA lungo il fiume Necker che non lungo il fiume Glatt, mentre non vi erano differenze significative nella concentrazione di EPA (fig. 18). Sono state misurate anche le concentrazioni di PUFA negli insetti emergenti

e nel perifiton raschiato dalle superfici rocciose ottenendo risultati analoghi, soprattutto per quanto riguarda la SDA. Sembra che la differenza tra gli ecosistemi si sia verificata già alla base della catena alimentare, potenzialmente a causa delle diverse condizioni ambientali. In particolare la produzione e il trasferimento di SDA sono stati molto limitati lungo il fiume Glatt, mentre l'EPA, importante dal punto di vista nutrizionale, è stato trasferito in quantità comparabili.

Un'analisi più approfondita della concentrazione di EPA nei ragni presenti nelle zone ripuali rivela alcuni schemi interessanti. In primo luogo, la concentrazione di EPA nei ragni dipende dalla distanza dalla riva. Nel sito N.F, dove i ragni sono stati campionati a diverse distanze dalla riva, la concentrazione di EPA è diminuita con l'aumentare della distanza, con valori già più bassi intorno ai 40–50 metri dal canale, soprattutto nei ragni terricoli (fig. 19a). Sebbene le differenze non fossero significative a causa delle dimensioni relativamente ridotte del campione, questo schema è in linea con i risultati precedenti (Chari *et al.* 2020) e dimostra che l'accesso agli insetti acquatici è importante per

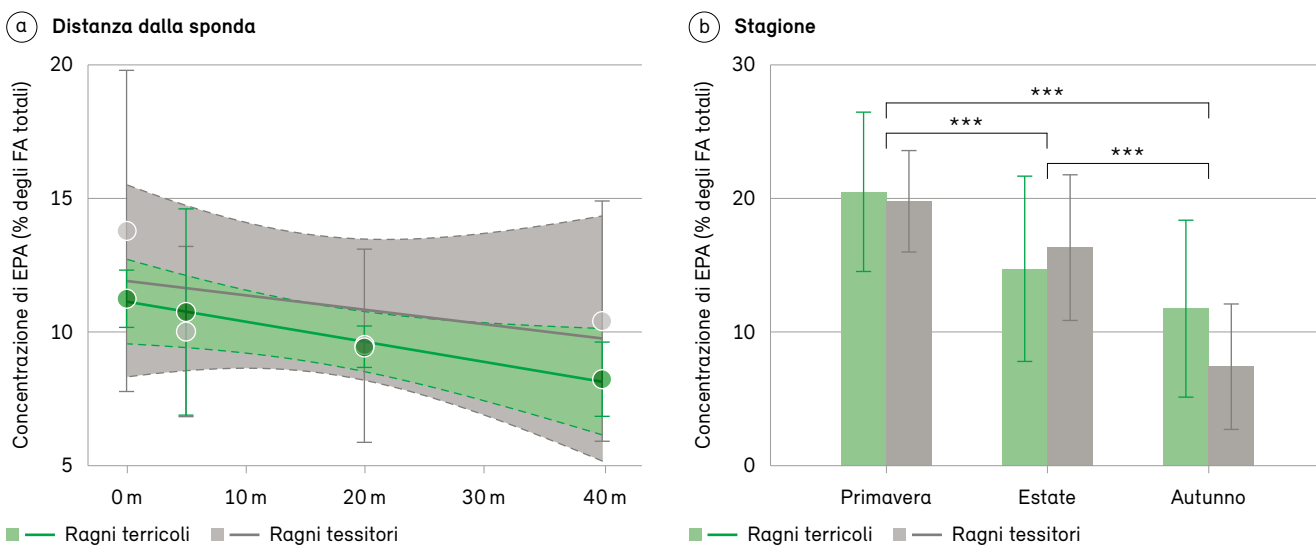
**Figura 18**

Concentrazione media ( $\pm$  SD) di acidi grassi polinsaturi (PUFA: ALA, SDA e EPA; cfr. tab. 2), espressa come percentuale della concentrazione totale di acidi grassi (FA) nei ragni terricoli (a) e nei ragni tessitori (b) nei fiumi Glatt e Necker. Gli asterischi rappresentano differenze significative tra i due sistemi fluviali (\*\*  $p < 0,01$ ).



**Figura 19**

(a) Concentrazione media ( $\pm$  SD) di EPA nei ragni terricoli e tessitori (sito N.F) a diverse distanze dalla sponda. Le aree ombreggiate rappresentano gli intervalli di confidenza al 95 per cento. (b) Differenze stagionali nella concentrazione media ( $\pm$  SD) di EPA nei due tipi di ragni, che mostrano l'importanza dell'emersione primaverile. Gli asterischi rappresentano differenze significative tra le stagioni (\*\*\*)  $p < 0,001$ .



il trasferimento e l'accumulo di EPA. Inoltre, osservando i cambiamenti stagionali, la concentrazione di EPA in entrambi i tipi di ragni è risultata più elevata in primavera (fig. 19b). Questo dato suggerisce che gli insetti acquatici emergenti sono particolarmente importanti per il trasferimento di PUFA nelle zone ripuali in primavera.

Non sono state riscontrate differenze significative nell'esportazione e nel trasferimento totale di EPA tra il fiume naturale Necker e il fiume Glatt, più degradato. Tuttavia, la differenza nella composizione dei macroinvertebrati tra i corsi d'acqua, con meno plecoterri emergenti nel fiume Glatt (cfr. par. 3.2.2), ha alterato la disponibilità di EPA per diversi tipi di predatori. Mentre i ragni tessitori non hanno subito praticamente alcun effetto, la concentrazione di EPA nei ragni terricoli è risultata più bassa nei siti degradati con meno plecoterri emergenti in primavera (fig. 20). Come rilevato sopra, i plecoterri hanno una «modalità di emersione» specifica che prevede lo strisciamento verso la riva. Questo comportamento li rende facili prede per i predatori terricoli, mentre altri insetti che emergono in volo sono molto più difficili da catturare. Siccome la concentrazione di EPA nei ragni terricoli è legata alla funzione

immunitaria (Fritz *et al.* 2017), un minore accesso all'EPA, in questo caso dovuto al minor numero di plecoterri emergenti, può avere conseguenze negative sulla sopravvivenza dei predatori. È importante notare che il declino dei plecoterri è un problema generale nei corsi d'acqua degradati: indebolisce i legami acquatico-terrestri, non solo per i ragni, ma potenzialmente anche per altri predatori terricoli, come le lucertole e i coleotteri.

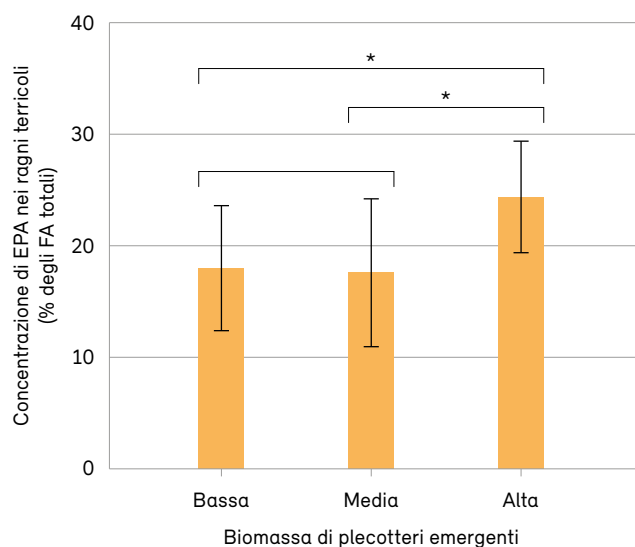
### 3.3 Implicazioni gestionali

Sia gli insetti acquatici emergenti sia i ragni contengono notevoli concentrazioni di EPA e sono quindi un elemento centrale che promuove il trasferimento di EPA verso gli ecosistemi terrestri. I corpi idrici, che forniscono apporti acquatici, e le zone ripuali, che costituiscono l'habitat principale dei ragni, devono essere in buone condizioni ecologiche per poter ospitare popolazioni sane. In particolare nelle zone ripuali, la densità di ragni tessitori dipende dalla vegetazione ripuale, come arbusti e alberi (Laeser *et al.* 2005), e la concentrazione di PUFA nei ragni è maggiore se è presente una zona cuscinetto (Ramberg *et al.* 2020). La conservazione del paesaggio fluviale, compreso un corso d'acqua sano, è quindi fondamentale per il mantenimento dei flussi di risorse tra ecosistemi acquatici e terrestri.

La ricerca sui legami tra ecosistemi acquatici e terrestri offre la possibilità di informare e coinvolgere le diverse parti interessate nei progetti di gestione delle rive, come suggerito da Muehlbauer *et al.* (2019). Le discussioni sui progetti di rivitalizzazione dovrebbero assumere una prospettiva più globale, considerando gli ecosistemi terrestri e acquatici in combinazione. Un progetto di conservazione degli uccelli, ad esempio, potrebbe avere scarso valore se i corpi idrici vicini sono in cattive condizioni e non possono fornire i necessari apporti di risorse acquatiche, come i PUFA. In questo caso, l'esportazione di PUFA dovrebbe essere considerata un servizio ecosistemico fondamentale. In questo contesto è particolarmente importante arrestare il declino generale dei plecoterri, che costituiscono una via di esportazione distinta e facilmente accessibile ai predatori terricoli presenti nelle zone ripuali. I plecoterri non possono vivere in corsi d'acqua in cattivo stato ecologico e quindi nei paesaggi fluviali degradati questa via e il flusso di risorse dall'ecosistema acquatico a quello terrestre vanno persi.

**Figura 20**

Concentrazione di EPA dei ragni terricoli in primavera in funzione della biomassa di plecoterri emergenti. Categorie di biomassa di plecoterri: bassa = massa secca  $< 0,25 \text{ mg m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ , media  $\leq 1 \text{ mg m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ , alta = massa secca  $> 1 \text{ mg m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ . Gli asterischi rappresentano differenze significative a  $p < 0,05$ .



### Riquadro 6: Nella pratica – favorire le connessioni chiave tra un corso d’acqua e l’area terrestre circostante

Vinzenz Maurer, Ufficio delle acque e dei rifiuti del Canton Berna, Ecologia acquatica

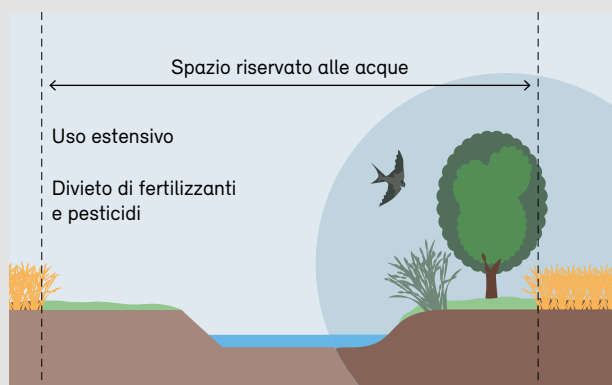
I Cantoni e i Comuni svizzeri stanno attualmente definendo lo «spazio riservato alle acque» nel quadro della pianificazione del territorio (fig. 21). In questo contesto assumono particolare rilievo lo spazio necessario per la protezione contro le piene e la protezione dei corpi idrici e degli organismi acquatici dall’inquinamento di origine agricola. La maggior parte delle discussioni verte tuttavia sulla perdita di superfici agricole utili. I benefici che sponde prossime allo stato naturale possono apportare ai terreni agricoli adiacenti sono invece raramente discussi.

Le sponde prossime allo stato naturale ed eterogenee ospitano una comunità diversificata di alghe, piante acquatiche e animali che, come dimostra lo studio presentato, producono importanti sostanze che si diffondono ben oltre i corsi d’acqua attraverso gli insetti emergenti. Ne beneficiano non solo i ragni studiati in questo progetto, ma anche molti altri organismi, che a loro volta vanno a caccia di insetti «parassiti» nelle aree agricole, a vantaggio dell’uomo.

Dovremmo cogliere l’opportunità offerta da questa definizione della pianificazione territoriale e permettere ai corsi d’acqua di formare sponde diversificate, creare habitat per gli insetti emergenti e far crescere una vegetazione ripariale molto strutturata, con diversi habitat per ragni, uccelli e ricci, che possono beneficiare degli insetti acquatici come fonte di cibo. Infine, dovremmo apprezzare il ruolo svolto da questi organismi nel controllo naturale dei parassiti nelle colture.

#### Figura 21

Esempio di «spazio riservato alle acque», una definizione della zona ripariale ampiamente utilizzata dai gestori delle risorse.



Fonte: AWA (2020)

## 4 Risposta dei corsi d'acqua principali alla derivazione delle piene nelle zone golenali

*Le opere di derivazione laterale dei corsi d'acqua sono misure comuni utilizzate per deviare parte della portata durante gli eventi di piena. L'esonazione laterale riduce la portata e quindi la capacità di trasporto del materiale solido di fondo nel corso d'acqua principale, con conseguente deposito di sedimenti. Il presente capitolo analizza e illustra le interazioni tra la portata laterale e le variazioni del livello dell'alveo utilizzando modelli 1D e 2D e formula raccomandazioni per la loro applicazione pratica. Presenta inoltre brevemente aspetti di carattere ecologico dell'inondazione delle aree di ritenzione.*

Seline Frei, Eva Gerke, Robert Boes e David Vetsch

### 4.1 Introduzione

Le opere di derivazione laterale nei corsi d'acqua, come gli stramazzi laterali e gli argini tracimabili, sono comuni misure utilizzate per deviare parte della portata in un'area di ritenzione laterale o in un corridoio di deflusso durante i grandi eventi di piena, riducendo il rischio di piena delle zone a valle. Esistono opere di derivazione laterale regolate e non, in Svizzera la maggior parte non è regolata (Bühlmann e Boes 2014).

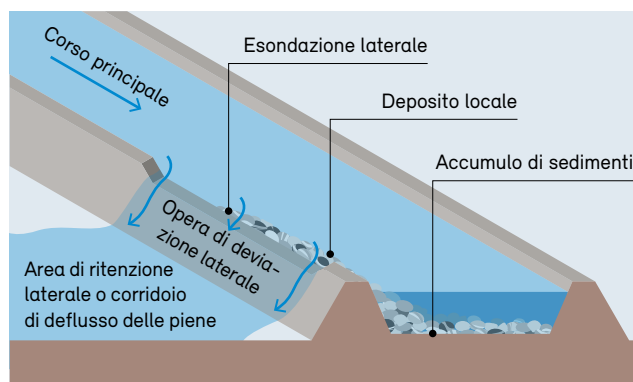
L'esonazione laterale si verifica non appena il livello dell'acqua raggiunge la corona dello sbarramento o dello stramazzo. L'altezza della corona deve essere progettata in base agli obiettivi idrologici e di protezione contro le piene; in Svizzera quest'ultimo obiettivo si basa su una valutazione del rischio ed è determinato in base al potenziale di danno della zona soggetta a piene (UFAM 2005). La portata di esonazione del progetto è quindi un valore specifico. Le opere di derivazione laterale sono utilizzate nella protezione contro le piene come parte della progettazione e per la sicurezza del sistema durante eventi estremi (scenario di sovraccarico). L'esonazione laterale è tipicamente considerata a monte delle zone ad alta vulnerabilità, come gli insediamenti e gli impianti industriali, a condizione che siano disponibili aree di ritenzione adeguate o corridoi di deflusso delle piene. L'esonazione laterale comporta una riduzione della portata e quindi una minore capacità di trasporto del materiale solido di fondo nel corso d'acqua principale. Di conseguenza possono verificarsi depositi locali in prossimità dell'opera di

derivazione laterale e un deposito dei sedimenti nel corso d'acqua a valle (fig. 22). L'innalzamento del livello dell'alveo può ampliare notevolmente l'esonazione laterale rispetto alla situazione senza trasporto di materiale solido di fondo.

Con l'aumentare della durata della piena, il deposito continua a espandersi verso il corso d'acqua principale a valle. Durante la fase di discesa dell'onda di piena si verifica nuovamente l'erosione dove si erano verificati il deposito locale e accumulati i sedimenti. L'interazione tra l'esonazione

**Figura 22**

*Opera di derivazione laterale con deposito locale dovuto al trasporto di materiale solido di fondo e accumulo di sedimenti a causa dell'esonazione laterale durante un evento di piena. Figura adattata da Rosier (2007).*



Fonte: VAW, ETH Zurich

laterale e i cambiamenti nella dinamica del trasporto del materiale solido di fondo non va tuttavia trascurata nella progettazione delle opere di derivazione laterale. Linee guida per la progettazione di opere di derivazione laterale che non considerano il deposito dei sedimenti sono disponibili in Bühlmann e Boes (2014), Giesecke *et al.* (2014) e Jäggi *et al.* (2015). Per tenere conto dell'effetto dell'innalzamento del livello dell'alveo sull'esondazione laterale, Rosier (2007) ha condotto diversi esperimenti presso la piattaforma PL-LCH dell'EPFL.

I modelli numerici comunemente utilizzati per la sistemazione dei corsi d'acqua e la valutazione del rischio di piene, ossia i modelli 1D e 2D basati sulle equazioni delle acque basse, possono essere utilizzati come strumenti per la progettazione di opere di derivazione laterale considerando le variazioni del livello dell'alveo. Il software di simulazione BASEMENT (Vetsch *et al.* 2020) è stato usato per analizzare l'interazione tra l'esondazione laterale e le variazioni del livello dell'alveo, utilizzando le conclusioni tratte dagli esperimenti (Rosier 2007) per convalidare i risultati. Il presente capitolo illustra le capacità e i requisiti del modello e formula raccomandazioni.

Un altro aspetto piuttosto nuovo in Svizzera è l'uso dell'esondazione laterale per migliorare le condizioni ecologiche nelle aree di ritenzione, in quella che è stata definita «inondazione ecologica» (cfr. riquadro 7). In questo sistema, l'acqua viene deviata nelle aree di ritenzione non solo durante i grandi eventi di piena, ma anche durante quelli piccoli. Ciò può favorire la formazione di biotopi

golenali dinamici. In Germania, l'inondazione ecologica è stata utilizzata con successo, ad esempio nel polder di Altenheim, lungo il fiume Reno, dal 1987 (Pfarr *et al.* 2014).

## 4.2 Stima dell'esondazione laterale

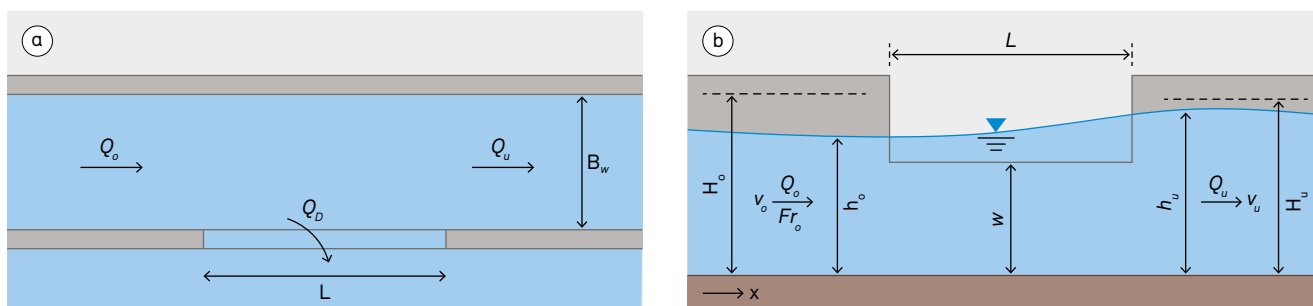
### 4.2.1 Approcci comuni

Le classiche equazioni relative agli stramazzi per la stima della portata presuppongono che la corrente si avvicini allo stramazzo perpendicolarmente al suo asse. Nelle opere di derivazione laterale, invece, la corrente si avvicina con un angolo inferiore a  $90^\circ$ . La figura 23 mostra la vista dall'alto e laterale di un'opera di derivazione laterale in un corso d'acqua con condizioni di corrente subcritica, in cui il flusso viene deviato verso un'area di ritenzione laterale o un corridoio di deflusso delle piene. Nella figura 23 sono rappresentate tutte le variabili descritte sotto.

La profondità dell'acqua lungo l'opera di derivazione laterale aumenta in condizioni subcritiche (velocità della corrente < velocità di propagazione dell'onda; fig. 23b) e diminuisce in condizioni supercritiche (velocità della corrente > velocità di propagazione dell'onda). L'esondazione laterale unitaria per la corrente supercritica è pertanto nettamente inferiore a quella per la corrente subcritica e quasi impossibile da prevedere (Jäggi *et al.* 2015). Le opere di derivazione laterale non sono raccomandate per la corrente supercritica (Hager 2010) e quindi dovrebbero essere prese in considerazione solo nei tratti subcritici con un numero di Froude a monte  $Fr_o = v_o / (g \cdot A / B_w)^{0.5} < 0,75$  (Hager 2010;

**Figura 23**

Vista dall'alto (a) e vista laterale (b) di un'opera di derivazione laterale, che mostra il profilo dell'acqua in condizioni di corrente subcritica. Tutte le variabili sono definite nel testo principale. Figura adattata da Bolrich 2013.



Giesecke *et al.* 2014), dove  $v_o = Q_o/A$  = velocità della corrente in avvicinamento mediata sulla sezione trasversale,  $Q_o$  = portata in avvicinamento,  $A$  = area di deflusso trasversale,  $g$  = accelerazione di gravità e  $B_w$  = larghezza del canale calcolata all'altezza della superficie d'acqua. Nella letteratura sono disponibili diversi approcci per stimare la portata di esondazione laterale  $Q_D$ , che in genere si basano sull'ipotesi di assenza di perdita di energia attraverso l'opera di derivazione laterale.

Per calcolare l'esondazione laterale in un canale rettangolare orizzontale con uno stramazzo laterale a corona alta, De Marchi (1934) propone l'equazione:

$$\frac{dQ_D}{dx} = \frac{2}{3} \cdot C_M \cdot \sqrt{2g} \cdot (h_w - w)^{2/3} \quad (1)$$

$\frac{dQ_D}{dx}$  tasso di variazione della portata lungo l'opera di derivazione laterale [ $m^3 (m^{-1} s^{-1})$ ]

$C_M$  coefficiente di deflusso dello stramazzo laterale [-]

$Q_D$  esondazione laterale [ $m^3 s^{-1}$ ]

$h_w = h_w(x)$  profondità dell'acqua lungo l'opera di derivazione laterale [m]

$w$  altezza della corona dell'opera di derivazione laterale [m]

$g$  accelerazione di gravità [ $m s^{-2}$ ]

L'approccio di De Marchi si basa sulla soluzione di un'equazione dinamica 1D di correnti gradualmente variate con portata non uniforme e profondità dell'acqua  $h_w(x)$  non costante lungo l'opera (Di Bacco e Scorzini 2019). Per gli stramazzi in parete sottile in canali rettangolari e trapezoidali in condizioni subcritiche, il coefficiente di deflusso  $C_M$  può essere determinato secondo l'approccio semplificato di Hager (1987) (equazione 2). Esiste poca letteratura sui coefficienti di deflusso degli stramazzi laterali per le opere di derivazione laterale a corona larga (p. es. Ranga Raju 1979), a corona rotonda (p. es. Izadinia e Heidarpour 2016) o a tetto. Il coefficiente di deflusso dello stramazzo laterale influenza sensibilmente il calcolo

dell'esondazione laterale. Qui è utilizzato l'approccio di De Marchi con  $C_M$  definito da Hager (1987):

$$C_M = 0.728 \sqrt{\frac{2+Fr_o^2}{2+3Fr_o^2}} \quad (2)$$

Per molte situazioni, è possibile definire la portata a monte  $Q_o$ , la portata a valle  $Q_u$  e le condizioni di deflusso nel corso d'acqua a valle (velocità a valle  $v_u$ , profondità dell'acqua  $h_u$ , livello piezometrico  $H_u$  e larghezza del canale  $B$ ). Ipotizzando che non vi siano perdite di energia lungo l'opera di derivazione laterale, le condizioni di deflusso a monte (velocità a monte  $v_o$ , profondità dell'acqua  $h_o$  e livello piezometrico  $H_o$ ) possono essere calcolate utilizzando l'equazione di Bernoulli. Di Bacco e Scorzini (2019) hanno proposto la seguente equazione per calcolare la lunghezza necessaria dell'opera di derivazione laterale  $L$  per ridurre  $Q_o$  a  $Q_u$ :

$$L = \frac{3B}{2C_M} \cdot (\Phi_u - \Phi_o) \quad (3)$$

dove  $\Phi_i = \frac{2H_i - 3w}{H_i - w} \cdot \sqrt{\frac{H_i - h_i}{h_i - w}} - 3 \cdot \arcsin\left(\frac{H_i - h_i}{h_i - w}\right)$  e  $i = o, u$

#### 4.2.2 Impatto della morfodinamica

L'esondazione laterale durante un evento di piena riduce la capacità di trasporto del materiale solido di fondo nel corso d'acqua principale. Possono pertanto verificarsi depositi locali in prossimità dell'opera di derivazione laterale e un accumulo dei sedimenti nel corso d'acqua principale a valle dell'opera di derivazione laterale (fig. 22). Il deposito locale comincia all'inizio dell'opera di derivazione laterale (stramazzo) e raggiunge l'altezza massima all'estremità a valle dello stramazzo. L'esondazione laterale potrebbe aumentare fino a tre volte a causa dell'accumulo dei sedimenti (Rosier 2007).

Rosier (2007) ha presentato un metodo empirico e iterativo, basato su esperimenti fisici, per stimare il deposito locale causato da un'opera di derivazione laterale (cfr. anche Rosier *et al.* 2008). La stima iterativa è piuttosto complessa e richiede la messa a punto di un modello numerico e di una simulazione idrodinamica per ogni fase di iterazione. Per progettare opere di derivazione laterale è tuttavia raccomandata una stima dettagliata dell'accumulo dei sedimenti e dell'esondazione laterale utilizzando simulazioni di modelli numerici, compreso il trasporto del materiale solido di fondo, come descritto qui di seguito.

### 4.3 Modellizzazione numerica delle opere di derivazione laterale

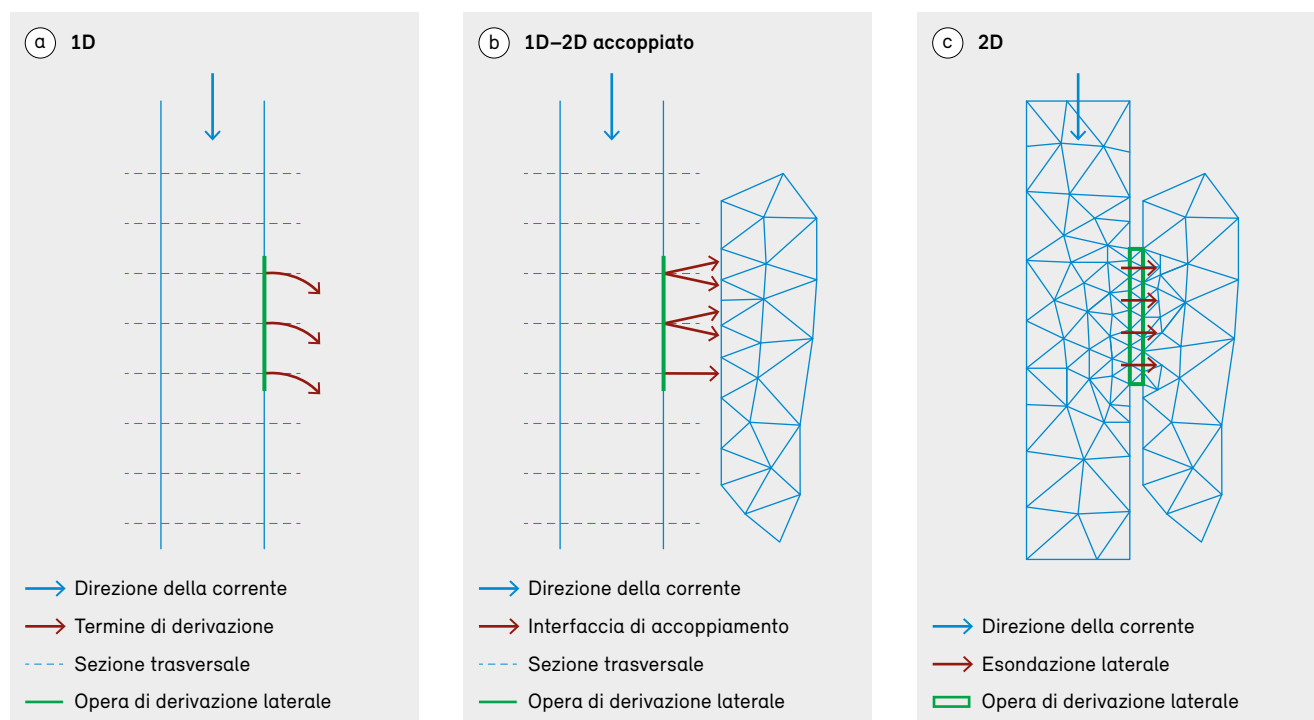
#### 4.3.1 Approcci di modellizzazione

Per valutare l'impatto delle dinamiche di deposito dei sedimenti sull'esondazione laterale, sono stati valutati diversi approcci di modellizzazione numerica utilizzando il software BASEMENT versione 2.8.2, un freeware per la simulazione dell'idrodinamica e della morfodinamica fluviale sviluppato presso il VAW del ETH Zurich ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch)). Sono state eseguite diverse simulazioni idrodinamiche (alveo fisso, nessun trasporto di materiale solido di fondo) e morfodinamiche considerando i diversi approcci di modellizzazione e i risultati sono stati confrontati con i dati sperimentali osservati da Rosier (2007). Sono stati simulati in particolare canali trapezoidali e rettangolari con opere di derivazione laterale e testati quattro diversi approcci di modellizzazione numerica, tre dei quali sono stati selezionati (fig. 24):

- (a) **1D**: l'esondazione laterale causata da un'opera di derivazione laterale è implementata in un modello BASEMENT 1D, che considera la diminuzione dell'acqua con termini di derivazione specifici (equazione 1) in ogni sezione trasversale lungo l'opera di derivazione laterale. I valori specifici di  $C_M$  devono essere definiti per i termini di derivazione specifici. BASEMENT considera la perdita di quantità di moto in direzione della corrente dovuta alla portata laterale.
- (b) **1D-2D accoppiato**: il modello accoppiato lateralmente in BASEMENT comprende un corso d'acqua 1D e una zona golenale 2D. L'esondazione laterale viene calcolata utilizzando l'equazione 1 e deve essere definito un valore specifico di  $C_M$ . BASEMENT tiene conto della riduzione della quantità di moto in direzione della corrente dovuta alla portata laterale.
- (c) **2D**: è modellata la geometria dell'opera di derivazione laterale e della topografia della sezione di esondazione circostante. Per questa simulazione non è necessario specificare  $C_M$ .

Figura 24

Approcci 1D (a), 1D-2D accoppiato (b) e 2D (c) utilizzati nel software BASEMENT per modellizzare l'esondazione laterale in corrispondenza di un'opera di derivazione laterale.





Esempi di questi approcci sono disponibili sul sito web di BASEMENT ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch) > Download > Test cases).

### 4.3.2 Confronto tra i diversi approcci di modellizzazione

I modelli 1D o 1D–2D accoppiato sono più adatti per i corsi d'acqua rettilinei. Di solito, questi modelli richiedono meno dati topografici e hanno tempi di calcolo ridotti. Non mostrano però la deviazione del deflusso nel corso d'acqua principale e nella zona golenale. L'approccio del modello 1D–2D accoppiato può essere utile quando il campo di moto nella zona golenale è importante. Per quanto riguarda l'esondazione laterale, il coefficiente di deflusso dello stramazzo laterale

è il parametro più sensibile e si raccomanda un'analisi di sensibilità corrispondente. Il coefficiente di deflusso dello stramazzo laterale di Hager (1987) consente di ottenere buoni risultati per i canali rettangolari con uno stramazzo in parete sottile e per i canali trapezoidali con uno stramazzo in parete grossa (equazione 2). Nella tabella 3, le simulazioni 1D e 1D–2D accoppiata sono confrontate con la simulazione 2D, dove non è necessario il valore  $C_M$ , e con l'esperimento di laboratorio condotto da Rosier (2007).

Per il modello 2D è necessario fornire la topografia e specificare la scabrezza idraulica sulla corona dello stramazzo. La sensibilità dell'esondazione laterale alla scabrezza idraulica è tuttavia inferiore a quella dei modelli 1D o 1D–2D accoppiato

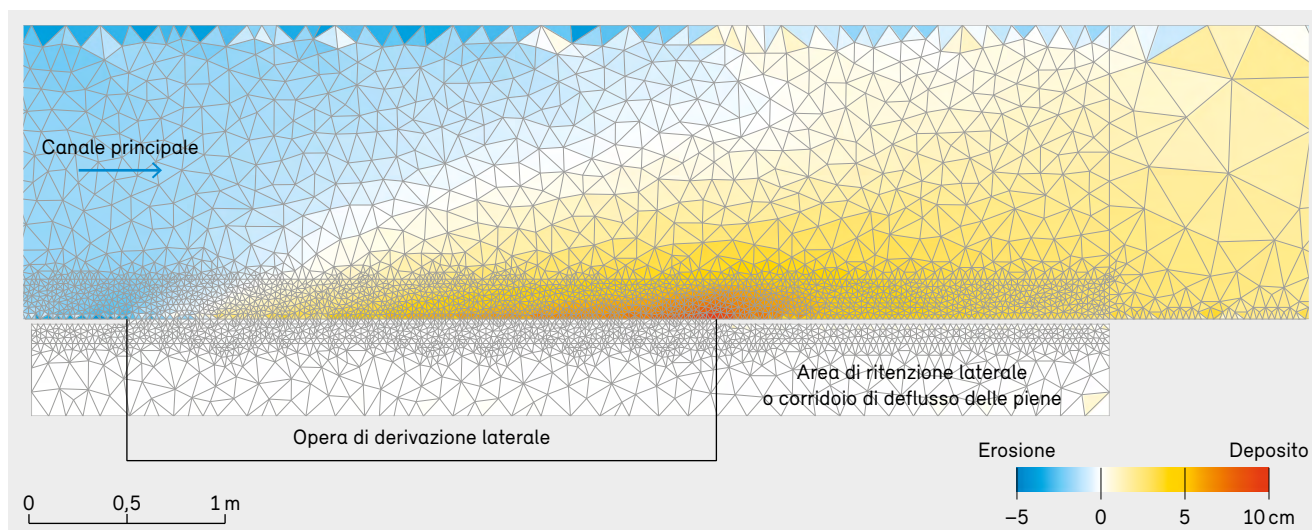
**Tabella 3**

Confronto dell'esondazione laterale ( $Q_D$  in  $[l s^{-1}]$ ) tra le simulazioni idrodinamiche e morfodinamiche e l'esperimento fisico B02 di Rosier (2007). Il canale rettangolare ha le seguenti dimensioni: larghezza = 1,5 m, pendenza del fondo = 0,2 %, lunghezza dell'opera di derivazione laterale  $L = 3$  m, altezza dello stramazzo  $w = 10$  cm, portata costante  $Q_0 = 181$   $l s^{-1}$ .

	Idrodinamica	Morfodinamica	Morfodinamica (con pietrame sciolto gettato alla rinfusa)
Esperimento di laboratorio condotto da Rosier (2007)	–	52	–
Modello 1D ( $C_M = 0.6$ per gli 11 termini di derivazione)	33	48	43
Modello 1D–2D accoppiato ( $C_M = 0.6$ )	33	47	43
Modello 2D con esondazione	32	42	40

**Figura 25**

Deposito locale lungo l'opera di derivazione laterale e accumulo di sedimenti nel corso principale a valle (modello 2D dell'esperimento B02 di Rosier (2007), lunghezza dell'opera di derivazione laterale  $L = 3$  m).



al coefficiente di deflusso dello stramazzo laterale. Il modello 2D fornisce la deviazione del deflusso nel corso d'acqua principale e nella zona golenale.

### 4.3.3 Impatto della morfodinamica

Per la progettazione di opere di derivazione laterale in corsi d'acqua con trasporto del materiale solido di fondo si raccomandano le simulazioni morfodinamiche. L'accumulo dei sedimenti a valle dell'opera di derivazione laterale e il conseguente aumento dell'esondazione laterale possono essere simulati con tutti e tre gli approcci di modellizzazione. L'estensione spaziale del deposito locale vicino all'opera di derivazione laterale non può tuttavia essere stimata con un modello 1D. L'esondazione laterale, l'accumulo dei sedimenti nonché la geometria e la posizione del deposito locale calcolati nel modello morfodinamico 2D (fig. 25) sono in linea con gli esperimenti di laboratorio condotti da Rosier (2007).

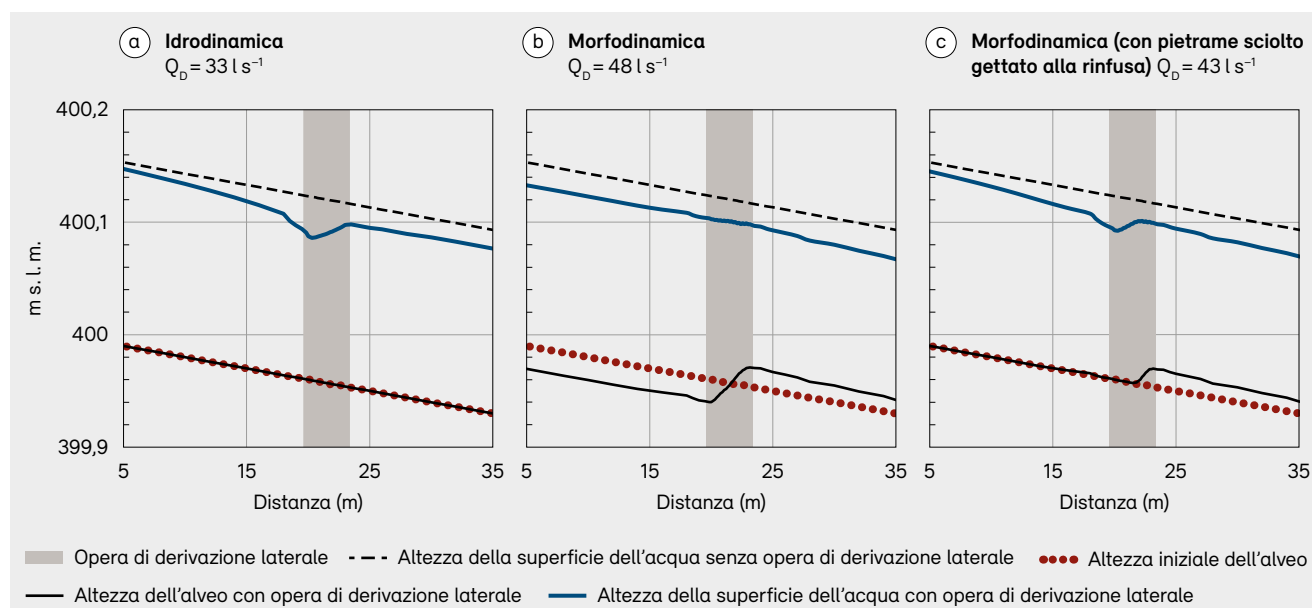
La tabella 3 confronta l'esondazione laterale nelle simulazioni idrodinamiche e morfodinamiche nonché nell'esperimento di Rosier (2007). Nelle simulazioni morfodinamiche che considerano il deposito dovuto al trasporto di materiale

solido di fondo, l'esondazione laterale è significativamente maggiore. Nel modello idrodinamico puro, l'esondazione laterale potrebbe essere sottostimata e l'area di ritenzione o il corridoio di deflusso delle piene potrebbero essere progettati con una capacità insufficiente.

La figura 26 mostra l'innalzamento della superficie dell'acqua e dell'alveo per la simulazione idrodinamica e per le simulazioni morfodinamiche con e senza pietrame sciolto gettato alla rinfusa per l'approccio di modellizzazione 1D. Gli stessi risultati si ottengono con gli approcci di modellizzazione 1D-2D e 2D. Una quantità significativa di sedimenti può depositarsi a valle dell'opera di derivazione laterale, riducendo di conseguenza l'area della sezione trasversale (fig. 26b). Essendoci meno acqua nel canale, a valle dell'opera di derivazione laterale non si verifica alcun innalzamento del livello dell'acqua (fig. 26). A causa della curva di abbassamento a monte dell'opera di derivazione laterale (fig. 26a), si raccomanda la stabilizzazione dell'alveo con pietrame sciolto gettato alla rinfusa (tab. 3 e fig. 26c). L'accumulo dei sedimenti e il deposito locale diventano maggiori con l'aumentare della lunghezza dell'opera di derivazione laterale.

Figura 26

Altezza dell'alveo e della superficie dell'acqua per l'approccio di modellazione 1D, per simulazioni idrodinamiche (a), morfodinamiche (b) e morfodinamiche (con pietrame sciolto gettato alla rinfusa) (c). Le impostazioni delle simulazioni sono descritte nella tabella 3.



L'esondazione laterale risponde rapidamente alle variazioni di portata, a differenza del deposito locale e dell'accumulo. L'analisi con un idrogramma di piena breve mostra meno accumulo, meno deposito locale e meno esondazione laterale rispetto alla simulazione con un idrogramma di piena lungo. Durante la fase discendente dell'idrogramma di piena, il deposito locale e l'accumulo dei sedimenti vengono completamente erosi e viene ripristinato il livello dell'alveo precedente alla piena.

#### 4.3.4 Effetto della discretizzazione spaziale

Il corso d'acqua principale nei modelli 1D o 1D-2D accoppiato è discretizzato in sezioni trasversali. Per le simulazioni idrodinamiche, la profondità dell'acqua, la velocità e l'esondazione laterale possono essere simulati con tre o quattro sezioni trasversali lungo l'opera di derivazione laterale. Sezioni trasversali multiple (fino a 10) lungo l'opera di derivazione laterale portano a risultati di simulazione morfodinamica più uniformi.

Nei modelli 2D, il sistema è discretizzato spazialmente in un reticolo di celle (fig. 24c, 25). In corrispondenza dell'opera di diversione laterale sono necessarie celle piccole per descrivere il deposito locale nelle simulazioni morfodinamiche. In generale, le celle vicino all'opera di derivazione laterale dovrebbero essere più piccole di  $B/20$ . Nelle simulazioni idrodinamiche nonché a monte e a valle dell'opera di derivazione laterale, possono essere accettabili celle più grandi.

#### 4.4 Raccomandazioni per le applicazioni pratiche

Gli approcci empirici esistenti (equazione 1) possono essere utilizzati per stimare approssimativamente l'esondazione laterale, ma sono limitati all'analisi della corrente e non considerano le variazioni del livello dell'alveo nel corso d'acqua principale. In generale, i modelli numerici presentati generano simulazioni idrodinamiche non-stazionarie

#### Riquadro 7: Nella pratica – inondazione ecologica delle zone di ritenzione

*Eva Gerke, VAW, ETH Zurich*

L'obiettivo dell'inondazione ecologica è garantire popolazioni stabili, autosufficienti e tolleranti alle piene, ossia abituare la flora e la fauna a inondazioni regolari (Meurer e Pfarr 2018). Al contrario, piene poco frequenti con una periodicità di 30 o più anni non sono sufficienti per lo sviluppo dinamico della biodiversità nelle zone golenali delle aree di ritenzione.

Una condizione per un'inondazione ecologica efficace è la possibilità di deviare l'acqua nell'area di ritenzione a bassa portata. Ciò richiede una struttura di ingresso controllabile, che può essere predisposta separatamente dall'opera di derivazione utilizzata per la protezione contro le piene. È necessario che l'acqua scorra liberamente attraverso l'area di ritenzione e che si evitino zone di ristagno con perdita di ossigeno. Un'elevata

dinamicità della corrente favorisce inoltre i processi di erosione e sedimentazione tipici delle zone golenali. Occorre prestare attenzione anche all'uso del suolo. Sono adatte in particolare le zone golenali originarie o quelle separate. Se l'area di ritenzione è già utilizzata per l'agricoltura, l'inondazione ecologica ha poco senso. Tuttavia, in caso di uso misto, una parte dell'area può essere destinata all'inondazione ecologica.

Un esempio di attuazione delle inondazioni ecologiche è l'area di ritenzione contro le piene di Altenheim, lungo il Reno superiore nel Baden-Württemberg (Germania). La frequenza, la durata e la quantità di portata deviata durante un evento di inondazione ecologica dipendono dalla condizione di deflusso del Reno. Lo stato di rivitalizzazione delle biocenosi nelle zone golenali è monitorato mediante campioni casuali. Nel complesso, nelle zone frequentemente inondate è stata osservata una tendenza verso una maggiore biodiversità e una visibile dominanza di specie più tolleranti alle piene (Pfarr 2014).

degli eventi di piena, tenendo conto della riduzione della portata dovuta all'esonazione laterale attraverso l'opera di derivazione. Tutti i tipi di modelli presentati (1D, 1D–2D accoppiato e 2D) mostrano l'accumulo dei sedimenti a valle dell'opera di derivazione laterale, che può aumentare l'esonazione laterale e quindi la capacità di progetto dell'area di ritenzione o del corridoio di deflusso delle piene. Il coefficiente di deflusso dello stramazzo laterale  $C_M$  negli approcci di modellizzazione 1D e 1D–2D accoppiato è soggetto a incertezza e si possono ottenere buoni risultati utilizzando l'approccio semplificato proposto da Hager (1987). In un modello 2D, il coefficiente  $C_M$  risulta obsoleto e il deflusso nella zona golenale o nell'area di

ritenzione può essere simulato in aggiunta al deflusso del canale. Solo i modelli 2D rilevano il deposito locale, il che li rende l'opzione più adatta per simulare le variazioni del livello dell'alveo in prossimità dell'opera di derivazione.

La tabella 4 elenca i vantaggi (in verde) e gli svantaggi (in rosso) dei tre approcci di modellizzazione per la simulazione delle opere di diversione laterale. Si consiglia di progettare le opere di derivazione laterale utilizzando modelli morfodinamici. La scelta dell'approccio di modellizzazione per simulare l'esonazione laterale (1D, 1D–2D accoppiato o 2D) dipende dai requisiti del modello, dalla disponibilità di dati e dagli obiettivi.

**Tabella 4**

Vantaggi (verde) e svantaggi (da arancione a rosso) dei tre approcci di modellizzazione per la simulazione della derivazione laterale della corrente.

	1D	1D–2D accoppiato	2D
Modello di esondazione laterale	Derivazione, con l'eq. 1	Modello accoppiato, con l'eq. 1	Topografia della sezione di esondazione
Parametri per l'esonazione laterale	Per ogni sezione trasversale con esondazione laterale: altezza della corona dello stramazzo lunghezza della corona dello stramazzo $C_M$	Altezza della corona dello stramazzo $C_M$	Scabrezza idraulica della corona dello stramazzo
<b>Risultati idrodinamici</b>			
Stima dell'esonazione laterale	Buona	Buona	Buona
Corrente nel canale	Nessuna deviazione della corrente <sup>1</sup>	Nessuna deviazione della corrente <sup>1</sup>	Deviazione della corrente
Corrente nella zona golenale	Nessuna zona golenale	Campo di moto approssimativo (90° alla sezione d'ingresso)	Campo di moto 2D
<b>Risultati morfodinamici</b>			
Stima dell'esonazione laterale dovuta al deposito	Buona	Buona	Buona
Deposito	Buon accumulo di sedimenti a valle, ma nessuna distinzione trasversale del deposito locale	Buon accumulo di sedimenti a valle, ma nessuna distinzione trasversale del deposito locale	Buono
Durata relativa del calcolo	Breve	Media	Lunga

1 La corrente nel corso principale non è angolata rispetto all'opera di derivazione laterale.

## 5 Rifugi acquatici durante le piene

I rifugi sono habitat in cui gli organismi si ritirano durante un evento estremo (p. es. piena o siccità). Considerata la ridotta intensità delle condizioni fisico-chimiche, i rifugi consentono agli organismi di resistere ai disturbi. Nonostante il loro importante ruolo ecologico, i rifugi sono poco studiati e spesso trascurati nella gestione pratica (p. es. la rivitalizzazione dei corsi d'acqua). Attraverso la descrizione di esperimenti sul campo e in laboratorio, il presente capitolo illustra la struttura e la funzione dei rifugi alluvionali evidenziando il ruolo del regime sedimentario nella disponibilità dei rifugi.

**Cristina Rachelly, Kate Mathers, Volker Weitbrecht, David Vetsch e Christine Weber**

I sistemi fluviali naturali sono hotspot della biodiversità e offrono un habitat a un gran numero di piante, animali, funghi e microrganismi. Per habitat s'intende un luogo in cui gli organismi trovano condizioni accettabili per vivere. Durante il loro ciclo vitale e a seconda del periodo dell'anno, molte specie necessitano di habitat diversi per nutrirsi, riprodursi e riposare. I sistemi fluviali naturali offrono un mosaico di habitat diversi, soggetti a continui cambiamenti nello spazio e nel tempo. Il mosaico di habitat di uno specifico corso d'acqua dipende fortemente dalla sua morfologia, che a sua volta è formata dai processi fluviali, dalle interazioni con le piante e gli animali e dalla geologia del bacino idrografico (Castro e Thorne 2019).

### 5.1 Cosa s'intende per rifugi?

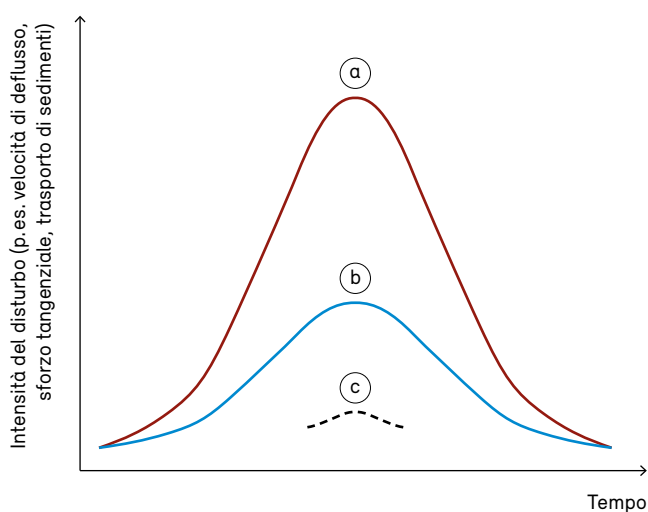
I rifugi sono un tipo particolare di habitat. Offrono spazio agli organismi per sopravvivere in condizioni difficili (eventi estremi), come piene e siccità. Durante gli eventi estremi, i processi biotici e abiotici negli habitat abituali possono raggiungere intensità eccezionali, difficili da sopportare per determinate specie, che rischiano di essere spostate, ferite o uccise. Gli organismi hanno sviluppato diverse strategie per evitare questi rischi. Gli organismi mobili possono cambiare ubicazione e trovare un rifugio per sopravvivere all'evento estremo. Passato l'evento estremo, gli organismi possono tornare ai loro habitat abituali o colonizzare i nuovi habitat creati, mantenendo così il pool di specie (Van Looy *et al.* 2019). I rifugi hanno due funzioni principali: permettono agli organismi di (i) resistere a un evento estremo (resistenza) e (ii) riprendersi da un evento estremo (resilienza).

La figura 27 mostra schematicamente le dinamiche all'interno di tre habitat durante una piena. L'habitat *a* rappresenta il corso d'acqua principale, dove l'intensità del disturbo (velocità della corrente, profondità dell'acqua,

sfuerzo tangenziale o trasporto di sedimenti) è elevata e segue strettamente l'idrografia della piena. Durante un evento di piena, diverse specie dell'habitat *a*, che in condizioni di deflusso di base è un habitat accogliente, devono trovare zone con un'intensità significativamente ridotta del disturbo (habitat *b*), come le acque calme e le sponde

**Figura 27**

*Intensità di un evento estremo impulsivo, come una piena. Le curve (a), (b) e (c) mostrano l'intensità del disturbo in diversi habitat di un tratto fluviale. Gli eventi estremi impulsivi si verificano all'improvviso, raggiungono la massima intensità in breve tempo e durano generalmente qualche ora o giorno. La loro intensità varia a seconda dell'habitat. Gli habitat con un'intensità di disturbo minore (b) e (c) offrono rifugi alle specie il cui habitat abituale ha un'intensità di disturbo maggiore (a). I rifugi sono specifici a seconda del disturbo: alcuni si formano solo durante gli eventi estremi (c).*



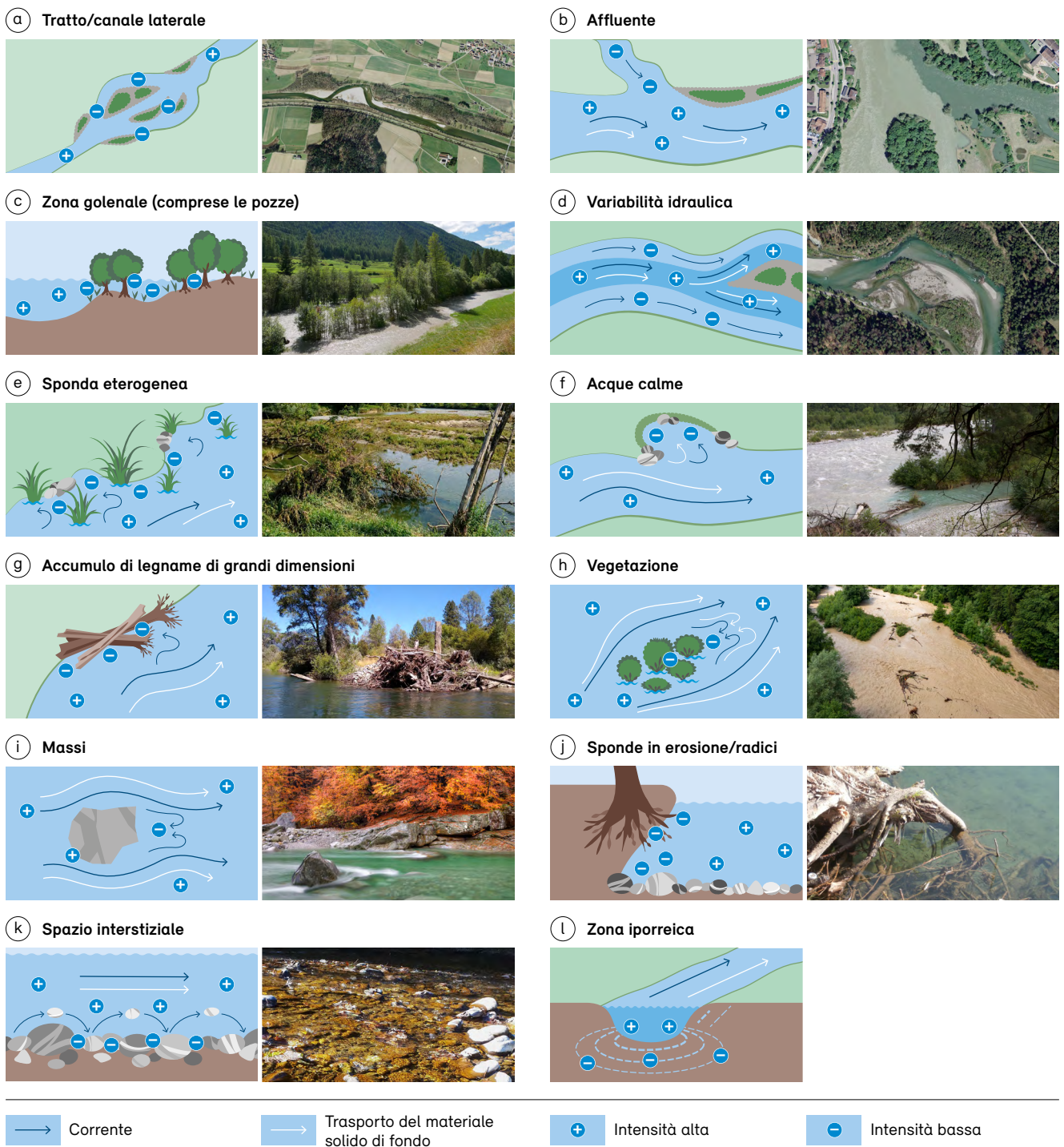
- p. es. habitat nel canale principale
- p. es. acque calme e sponde in erosione
- - - p. es. pozze temporanee nella zona golenale

Figura adattata da Weber *et al.* (2013)

**Figura 28**

Strutture morfologiche che possono fungere da rifugio nei sistemi fluviali. Fonte: VAW, ETH Zurich

Crediti fotografici: (a) Ufficio federale di topografia 2014, (b) Ufficio federale di topografia 2013, (c) K. Mathers, (d) Ufficio federale di topografia 2014, (e) V. Weitbrecht, (f) M. Roggo, (g) I. Schalko, (h) M. Roggo, (i) M. Roggo, (j) M. Mende, (k) K. Mathers



erose (fig. 28f, j). Le specie più vulnerabili trovano rifugio nell'habitat c, che presenta un'intensità di disturbo ancora più bassa. Nel nostro esempio, l'habitat c rappresenta uno stagno golenale (fig. 28c) che si forma solo durante le piene.

## 5.2 Funzionamento dei rifugi

Diversi fattori definiscono le funzioni dei rifugi, le specie che li utilizzano nonché i periodi e i tempi d'utilizzo.

*Caratteristiche degli organismi:* lontre, trote, ragni. Gli animali fluviali differiscono profondamente nella loro mobilità e quindi nella loro sensibilità alle piene. Inoltre, la mobilità di un individuo può cambiare nel corso della sua vita. Per gli efemerotteri come *Baetis* sp., ad esempio, a una fase immobile durante la quale le uova sono cementate alla base delle rocce seguono una fase larvale più mobile, una seconda fase immobile come pupa sommersa e un'ultima fase mobile come adulto volante. Le probabilità di un individuo di sopravvivere a un evento estremo in un rifugio sono influenzate anche dal suo stato di salute. Malattie, parassiti o un indebolimento dello stato fisico, ad esempio a causa della scarsità di risorse alimentari, possono compromettere gravemente la sopravvivenza.

*Caratteristiche della piena:* le piene si presentano in forme diverse, dalle tipiche piene dopo i temporali estivi a quelle più rare di metà inverno dovute a un improvviso riscaldamento e scioglimento delle nevi. Per qualsiasi organismo, il momento della piena è importante, ad esempio perché il suo livello di attività segue schemi stagionali (p. es. svernamento) o perché le diverse fasi della vita si verificano in periodi diversi dell'anno (p. es. la deposizione delle uova delle trote in autunno). Quanto maggiore è la prevedibilità di una piena, cioè quanto più è tipica di una determinata stagione, tanto maggiore è il potenziale di adattamento degli organismi all'ambiente. Altrettanto importante è l'intensità della piena, con la mobilitazione del substrato che rappresenta uno dei principali elementi di disturbo. Diverse caratteristiche di un evento estremo, come vibrazioni, suoni e cambiamenti idraulici, possono essere percepite dagli organismi, funzionando così come un sistema di allerta che innesca la ricerca di un rifugio efficace.

*Caratteristiche del corso d'acqua:* le diverse morfologie fluviali si traducono in tipi di rifugio distinti (fig. 28), come

le pozze dietro i massi e il legno alluvionale nei torrenti di montagna a forte pendenza o gli stagni temporanei nelle zone golenali ben connesse nei tratti di pianura. In generale, la diversità degli habitat è direttamente legata alla disponibilità di rifugi, sia su grande (p. es. foci di affluenti) che su piccola scala (p. es. substrato eterogeneo). Affinché un organismo con una determinata mobilità possa raggiungere un rifugio in tempo utile, la vicinanza tra habitat abituali e rifugi è fondamentale. Ad esempio, i rifugi a monte potrebbero essere inaccessibili per gli organismi con scarse capacità natatorie. Inoltre, un rifugio deve essere persistente e fornire condizioni di sicurezza per tutta la durata dell'evento estremo, cioè fino a quando non è possibile un ritorno sicuro nell'habitat abituale.

Le modifiche di origine antropica dei paesaggi fluviali hanno influenzato in modo sostanziale il funzionamento dei rifugi e le caratteristiche degli eventi estremi. La canalizzazione dei fiumi ha ridotto e semplificato gli habitat complessi che sarebbero naturalmente presenti nei paesaggi fluviali. L'ostruzione del trasporto dei sedimenti e l'incisione dell'alveo hanno portato a una separazione delle zone golenali dagli habitat del corso d'acqua principale. Inoltre, il cambiamento dell'uso del suolo e la produzione di energia idroelettrica hanno alterato profondamente il regime di disturbo idrologico. Tra gli esempi figurano l'accelerazione del deflusso superficiale dovuto all'espansione delle superfici impermeabili e la riduzione della frequenza delle piene dovuta all'utilizzo delle dighe. Le modifiche di origine antropica possono inoltre avere un impatto negativo sulla salute degli organismi fluviali, diminuendo la loro resistenza agli eventi estremi.

## 5.3 Disponibilità e valutazione dei rifugi, tre studi

È difficile valutare direttamente la disponibilità e l'uso dei rifugi durante le piene, a causa di problemi di accessibilità e sicurezza e dell'imprevedibilità dei tempi e dell'intensità delle piene. Qui di seguito è descritta una serie di approcci metodologici utilizzati per studiare i rifugi nonostante queste difficoltà: il monitoraggio diretto dell'uso dei rifugi dopo una piena artificiale e quindi prevedibile, quando l'accesso era possibile (par. 5.3.1), indagini sui macroinvertebrati per dedurre la disponibilità di rifugi durante le piene (par. 5.3.2) e uno studio combinato di laboratorio e numerico che considera diverse intensità di piena (par. 5.3.3).

### 5.3.1 Uso dei rifugi durante una piena artificiale nel fiume Spöl

Abbiamo studiato l'uso dei rifugi da parte di macroinvertebrati fluviali, come insetti e lumache, durante una piena artificiale nel fiume Spöl, situato nel Parco nazionale svizzero (Mathers *et al.* 2021a; Mathers *et al.* 2022). Lo studio si è svolto nella sezione con deflussi residuali (minimi) più a valle, prima della confluenza con il fiume Inn. Sono stati monitorati quattro tratti su una sezione di 1,5 chilometri: (i) campionando habitat fluviali (p. es. fig. 28a, f), zone ripuali (fig. 28e) e zone golenali (fig. 28c) che possono fungere da rifugi durante le piene e (ii) analizzando l'utilizzazione della zona iporreica, un habitat dinamico situato tra i sedimenti superficiali e quelli sotterranei (fig. 28l).

#### Rifugi bentonici contro le piene

Prima della piena artificiale, in ogni tratto i macroinvertebrati bentonici rappresentavano comunità distinte, che

probabilmente riflettevano l'eterogeneità degli habitat presenti. Dopo la piena, le comunità sono diventate più simili tra loro, con poche variazioni tra i vari tratti. Il numero di taxa di insetti diversi (ricchezza) è tuttavia rimasto generalmente stabile, il che suggerisce la presenza di rifugi di piena che hanno permesso la persistenza di taxa più sensibili, che hanno contribuito alla ricchezza complessiva (fig. 29a). Le zone ripuali e la zona golenale inondata hanno mantenuto un'abbondanza di organismi dopo la piena (fig. 29a), evidenziando la loro funzione di rifugio. La bassa stabilità del substrato nelle rapide e nei corsi d'acqua laterali, dovuta al trasporto di sedimenti, ha invece diminuito la disponibilità di rifugi, come indicato dalle minori presenze bentoniche (fig. 29a). L'uso dei rifugi è stato particolarmente evidente per l'efemerottero mobile *Rhithrogena* sp., seppur disomogeneo: alcuni campioni contenevano infatti un numero considerevole di individui dopo la piena (cfr. i valori estremi nella fig. 29b).

**Figura 29**

Box plot di (a) presenza totale di macroinvertebrati bentonici e (b) presenza di *Rhithrogena* sp. associata a una piena artificiale nel fiume Spöl. La presenza rappresenta il numero di individui per campione prelevato con la tecnica del kick sampling per 30 secondi (secondo Murray-Bligh 1999).

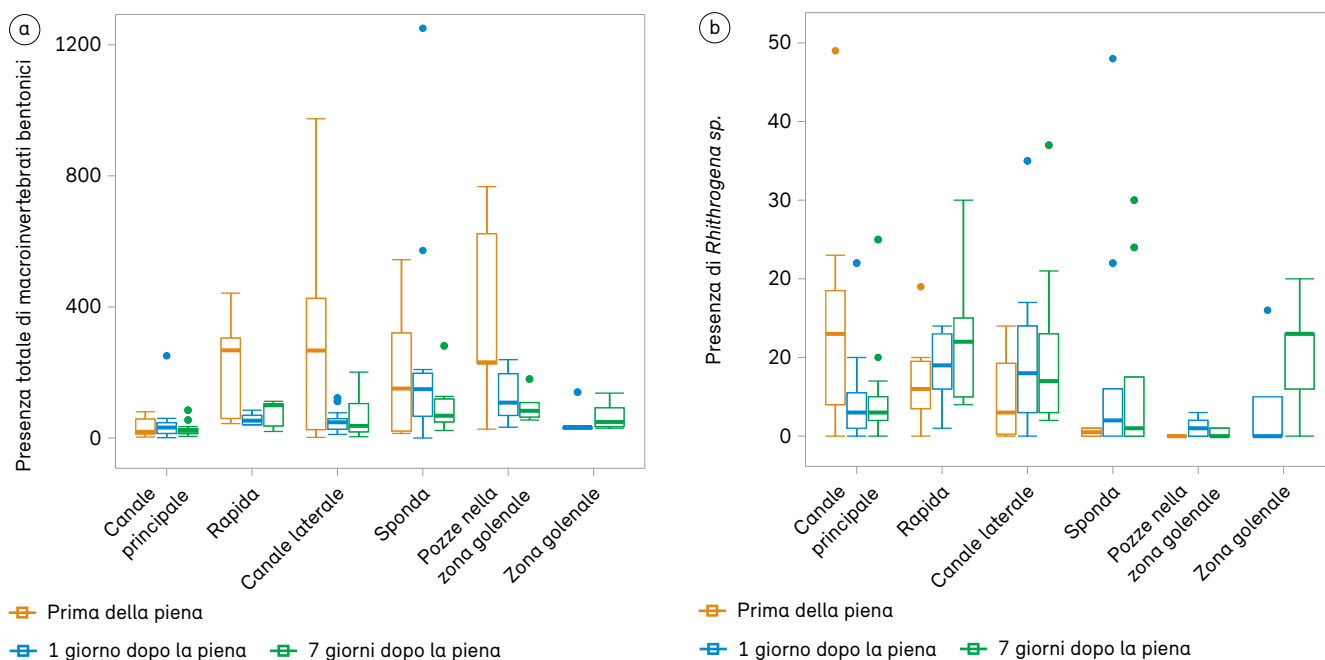
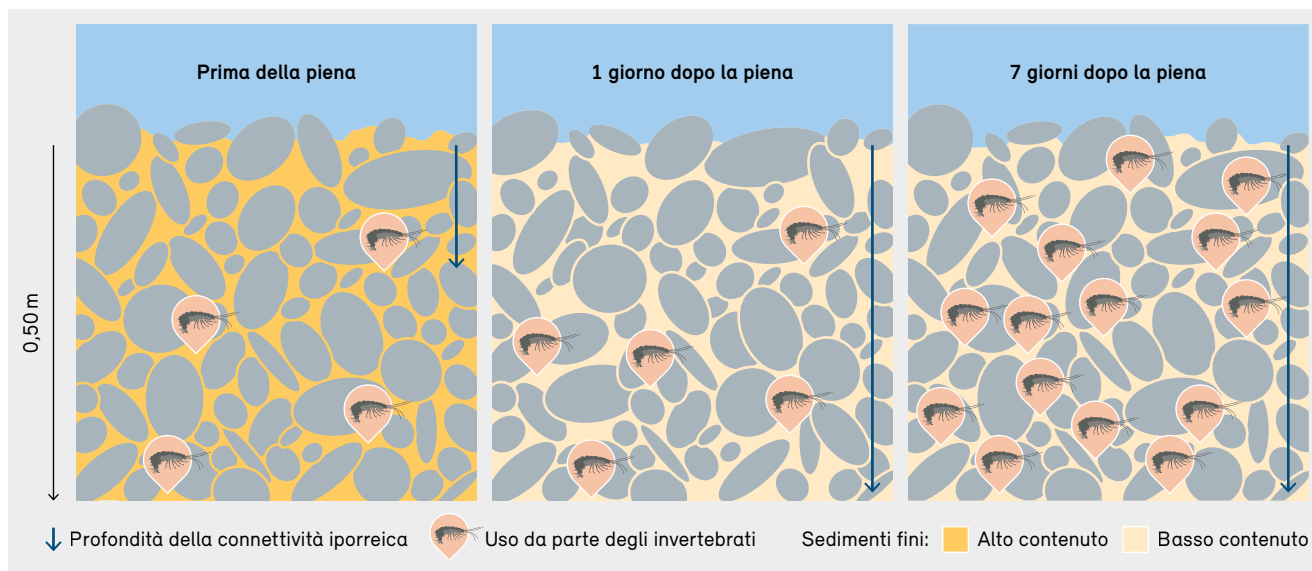




Figura 30

Concettualizzazione dello spazio interstiziale nella ghiaia e della connettività con la zona iporreica a una profondità di 0,50 metri sotto l'alveo, prima e dopo la piena artificiale studiata nel fiume Spöl.



Fonte: Mathers *et al.* (2021a)

### Rifugi iporreici

Lo spazio interstiziale (fig. 28k, 30) nella ghiaia è stato riconosciuto da molti organismi come rifugio. Contrariamente alle aspettative basate sui risultati di Dole-Olivier *et al.* (1997), nel nostro studio poche specie hanno utilizzato la zona iporreica (fig. 28l) come rifugio e le presenze sono tipicamente diminuite o rimaste stabili direttamente dopo la piena, molto probabilmente a causa della bassa stabilità del substrato nel fiume Spöl. Fa eccezione il plecoterio *Leuctra* sp. che ha in parte mostrato un comportamento di ricerca di rifugio nella zona iporreica. La piena artificiale ha tuttavia dilavato i sedimenti fini (particelle < 2 mm) dai substrati superficiali e subsuperficiali (a 0,25 e 0,50 m di profondità), determinando una riconnessione di percorsi interstiziali precedentemente bloccati. Di conseguenza, sette giorni dopo la piena è stato registrato un aumento della presenza e della ricchezza di taxa a 0,25 e 0,50 metri di profondità (fig. 30). L'aumento dell'uso di substrati iporreici precedentemente inaccessibili e le migliori condizioni di ossigeno disciolto indicano che i substrati saranno probabilmente disponibili in futuro come potenziali rifugi dai predatori e da condizioni di portata di magra o siccità. Per mantenere questi benefici sono tuttavia necessarie piene artificiali periodiche (1–2 all'anno) (Robinson 2018).

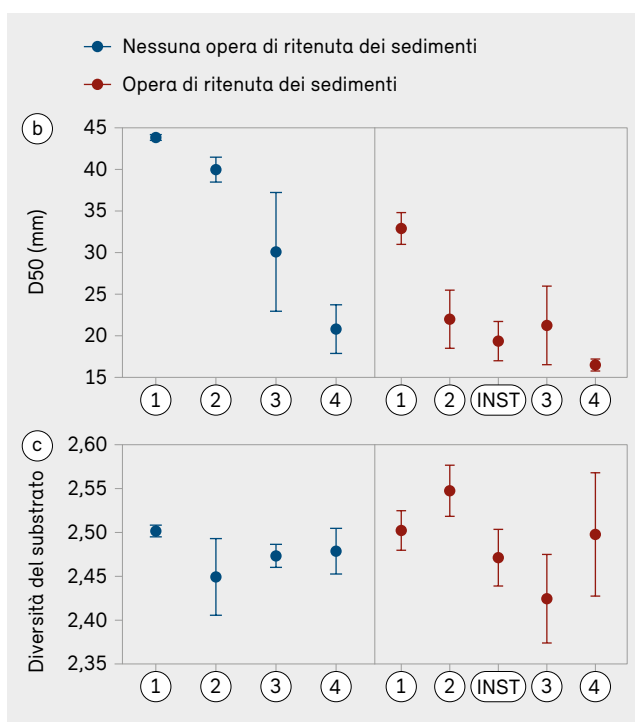
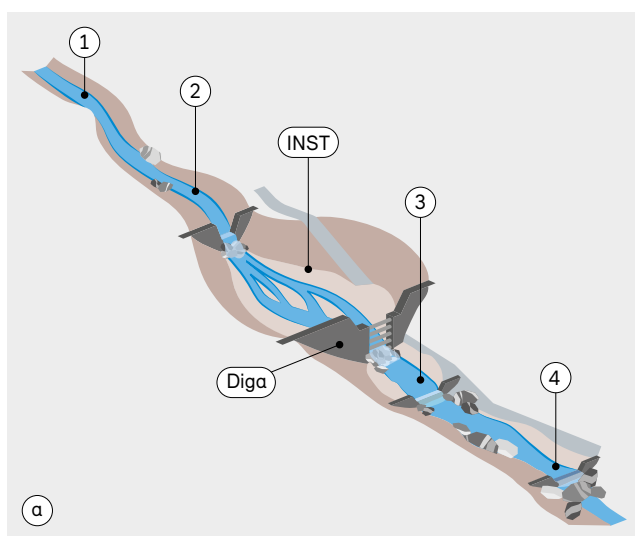
### 5.3.2 Influenza delle opere di ritenuta dei sedimenti sulla disponibilità di rifugi

Sono stati studiati gli effetti delle opere di ritenuta dei sedimenti sulla disponibilità di rifugi e sulle comunità di macroinvertebrati associate in quattro corsi d'acqua, e li abbiamo confrontati con tre corsi d'acqua privi di opere nella Svizzera centrale (Mathers *et al.* 2021b). I corsi d'acqua con opere di ritenuta dei sedimenti sono stati esaminati in due punti a monte e in due punti a valle dell'opera stessa (fig. 31a). Per i torrenti senza opere di ritenuta dei sedimenti, i rilievi sono stati eseguiti nel punto di passaggio da una gola ripida a un cono di deiezione a bassa pendenza, dove sono solitamente posizionate opere di ritenuta dei sedimenti. Sono stati scelti corsi d'acqua con caratteristiche comparabili (p. es. dimensioni del corso d'acqua, geologia) e le posizioni più a monte e più a valle si trovavano a circa 50 metri dall'opera (circa otto larghezze del corso d'acqua).

All'interno delle opere di ritenuta dei sedimenti e immediatamente a valle è stata riscontrata una riduzione della granulometria mediana (fig. 31b) e della diversità del substrato (fig. 31c) e quindi della disponibilità di rifugi, molto probabilmente associata a una diminuzione del trasporto di sedimenti più grandi. In tre dei quattro corsi d'acqua con

**Figura 31**

(a) Illustrazione schematica dei componenti di un'opera di ritenuta dei sedimenti e dei punti di campionamento. I numeri 1–4 indicano i punti di campionamento; INST indica il bacino di ritenuta dei sedimenti; diga indica la diga di contenimento aperta che impedisce il trasporto dei sedimenti a valle. (b) Valori medi di D50 (granulometria mediana) e (c) valori medi di diversità del substrato ( $\pm 1$  SE) registrati in ciascun punto di campionamento nei corsi d'acqua con e senza opere di ritenuta dei sedimenti.



Fonte: Mathers *et al.* (2021b)

un'opera di ritenuta dei sedimenti, la diversità del substrato è tornata a valori paragonabili a quelli osservati nei corsi d'acqua senza opere di ritenuta dei sedimenti a circa otto larghezze del corso d'acqua a valle dell'opera stessa. Nel quarto corso d'acqua, gli elevati livelli di protezione degli argini artificiali hanno limitato il recupero e la diversità del substrato è rimasta ridotta a valle dell'opera.

La disconnessione del trasporto dei sedimenti ha portato anche ad alterazioni nella composizione longitudinale della comunità di macroinvertebrati e nella sua capacità di resistere agli eventi estremi. Ad esempio, immediatamente a valle dell'opera di ritenuta dei sedimenti è stato osservato un aumento della proporzione di taxa di macroinvertebrati che non possiedono strategie di resistenza a breve termine, il che indica ancora una volta una riduzione della disponibilità di rifugi. Al contrario, le comunità all'interno dell'opera di ritenuta dei sedimenti avevano maggiori probabilità di possedere una strategia di resistenza (p. es. dormienza, resistenza all'essiccamento), il che potrebbe riflettere la natura a canali intrecciati del corso d'acqua all'interno dell'opera di ritenuta dei sedimenti, che porta a frequenti fluttuazioni dei livelli di portata a scala di habitat.

Nel complesso, lo studio dimostra che le opere di ritenuta dei sedimenti possono alterare in modo significativo il regime sedimentario, con importanti conseguenze per l'ecologia dei corsi d'acqua e le condizioni ambientali. Questi effetti possono tuttavia essere limitati longitudinalmente e la loro gravità dipende probabilmente dalle strategie di gestione locali.

### 5.3.3 Apporto di sedimenti o allargamento dinamico dei corsi d'acqua

L'allargamento dinamico dei corsi d'acqua è una misura di rivitalizzazione a livello di tratto fluviale, attuata per ripristinare l'attività morfodinamica e la connettività laterale canale–zona golenale nei fiumi canalizzati. Abbiamo studiato come la morfologia dei corsi d'acqua allargati dinamicamente può differire in funzione dell'apporto di sedimenti e come ciò può influenzare la disponibilità di rifugi acquatici in caso di piena (Rachelly *et al.* 2021).

Per studiare l'allargamento del canale è stato creato un modello di laboratorio di un fiume con un alveo di ghiaia inizialmente canalizzato con una pendenza dell'1 per cento

e una zona golenale adiacente sul lato destro. L'apporto di sedimenti è stato impostato al 100, all'80, al 60 o al 20 per cento della capacità di trasporto (TC) del fiume canalizzato ed è stata applicata una portata costante corrispondente a una piena con una periodicità di 1,5 anni ( $Q_{1,5}$ ). Gli esperimenti di laboratorio sono stati accoppiati con un modello numerico idrodinamico BASEMENT 2D (versione 3.0; Vanzo *et al.* 2021), utilizzando portate che vanno dalla portata media annuale alla piena centennale, per valutare il campo di deflusso di ciascuna morfologia risultante con un'elevata risoluzione spaziale. La disponibilità di potenziali rifugi durante le piene è stata studiata attraverso: (i) la persistenza di zone dell'alveo con basso sforzo tangenziale, come misura dell'intensità del disturbo (fig. 28d); (ii) la lunghezza delle sponde, come misura della disponibilità di rifugi laterali (fig. 28e); e (iii) le dinamiche d'inondazione, come misura dell'accessibilità della zona golenale (fig. 28c).

La riduzione dell'apporto di sedimenti al di sotto dell'80 per cento di TC ha portato a una determinata erosione dovuta al moto rotazionale nel corso d'acqua iniziale. Durante la successiva fase di allargamento, si sono sviluppate morfologie nettamente diverse per un apporto di sedimenti del 100 e dell'80 per cento di TC rispetto a un apporto del 60 e del 20 per cento di TC. Un apporto di sedimenti del 100 o dell'80 per cento di TC ha portato a un allargamento dinamico ed eterogeneo, con uno sforzo tangenziale dell'alveo variabile a livello spaziale (fig. 32a, b) e una maggiore lunghezza delle sponde rispetto a un tratto canalizzato. La connettività corso d'acqua laterale–zona golenale durante le piene è rimasta intatta, consentendo alla zona golenale di funzionare potenzialmente come rifugio, mentre il corso d'acqua principale è stato soggetto a un elevato stress idraulico e al trasporto del materiale solido di fondo. Un apporto di sedimenti inferiore (60 o 20 % di TC) si è invece tradotto in corsi d'acqua stabili e omogenei con intensità di piena uniformi, sponde più corte e una persistente disconnessione laterale (fig. 32c, d). Complessivamente, l'equilibrio tra l'apporto di sedimenti e la capacità di trasporto del fiume canalizzato è stato identificato come uno dei fattori principali del progressivo allargamento del canale e dei processi morfodinamici attivi.

## 5.4 Conservazione e rivitalizzazione dei rifugi

Come le misure di protezione contro le piene per gli esseri umani, i rifugi sono essenziali per la resistenza e la resilienza degli organismi fluviali. La conservazione dei rifugi disponibili e la creazione di nuovi rifugi richiedono una considerazione esplicita nella pianificazione, nella costruzione e nella manutenzione dei progetti di sistemazione dei corsi d'acqua.

Durante la pianificazione, le abituali indagini morfologiche e biologiche che descrivono lo stato attuale di un corso d'acqua possono essere ampliate per includere considerazioni specifiche sui rifugi, come la disponibilità di habitat durante le piene (par. 5.3.3) e le caratteristiche di resistenza o mobilità degli organismi (par. 5.3.1 e 5.3.2). I risultati possono servire come base per confronti prima e dopo, ma possono anche indicare opportunità o vincoli per la pianificazione in termini di mantenimento e miglioramento della disponibilità di rifugi. Conoscere l'ubicazione e il tipo di rifugi disponibili può prevenire potenziali impatti negativi dei lavori programmati, ad esempio durante la costruzione.

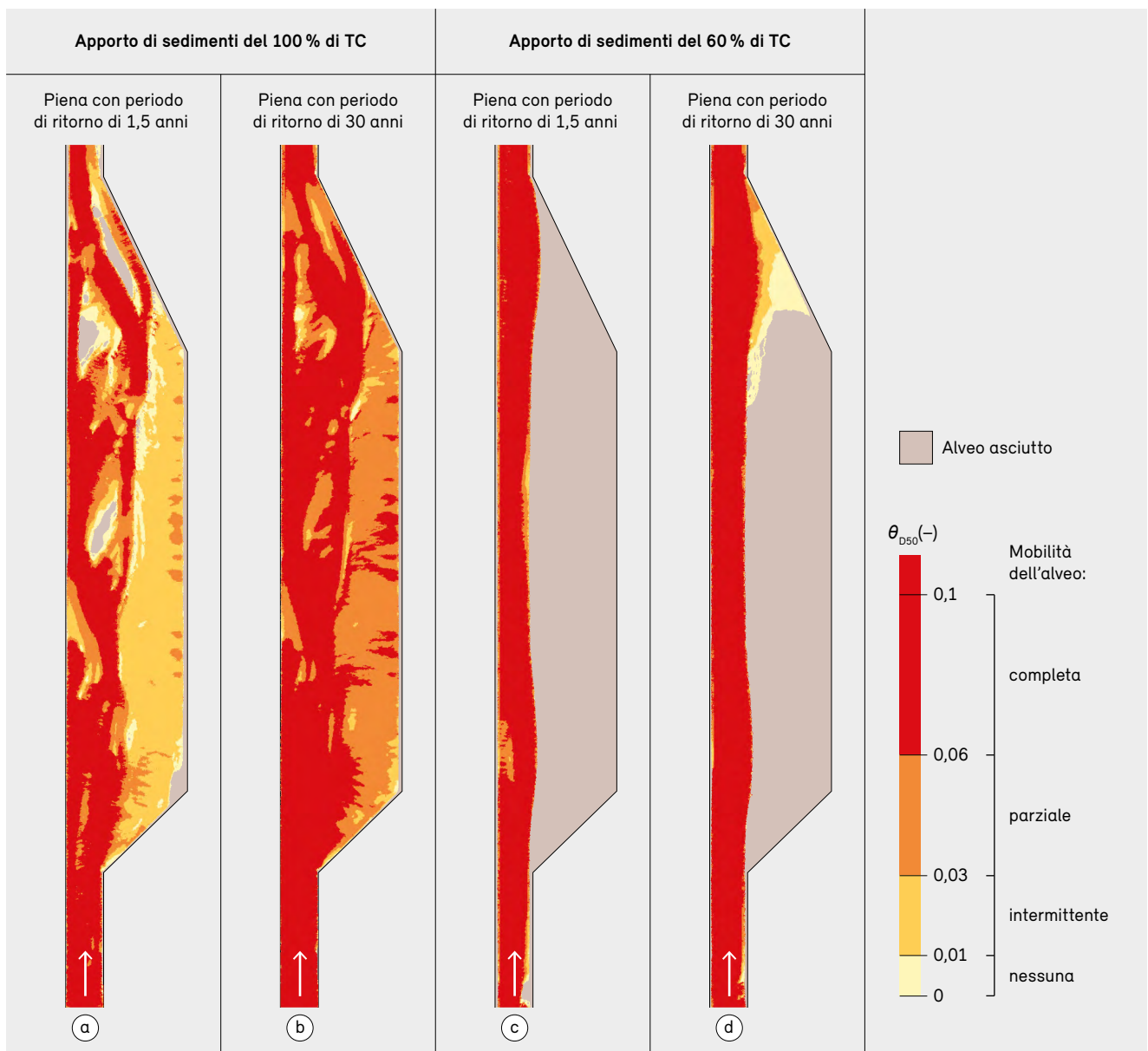
Diversi aspetti che influenzano la disponibilità e la persistenza dei rifugi possono essere considerati nella progettazione. Una sufficiente disponibilità di sedimenti può favorire la riconfigurazione del corso d'acqua o l'erosione laterale durante le piene e quindi la disponibilità di rifugi (par. 5.3.3). Le strutture presenti sul piano alluvionale, sia naturali (p. es. legno di grandi dimensioni) sia artificiali (p. es. dighe artificiali), possono favorire la creazione di rifugi. La conservazione della connettività tra gli habitat abituali e i rifugi si è rivelata importante (par. 5.3.1). La gestione dei rifugi richiede la comprensione del fatto che: (i) le caratteristiche delle piene possono variare (p. es. frequenza e intensità), ad esempio a causa dei cambiamenti climatici, e (ii) altri tipi di disturbo (p. es. la siccità) possono richiedere diversi tipi di rifugio (par. 5.2).

Dopo la costruzione, il monitoraggio dei rifugi già esistenti e di quelli nuovi, previsti o imprevisti, contribuisce alla gestione adattativa (par. 5.3.3). I casi di studio presentati illustrano i metodi di monitoraggio applicabili in condizioni di portata di base (par. 5.3.2) o di eventi di piena prevedibili (par. 5.3.1).

Il presente capitolo mostra che la variabilità e la complessità idromorfologica sono le condizioni di base per la disponibilità

**Figura 32**

Distribuzione spaziale degli sforzi tangenziali dell'alveo in allargamenti fluviali dinamici sviluppati con un apporto di sedimenti pari al 100 per cento (a, b) e al 60 per cento (c, d) della capacità di trasporto (TC) del corso d'acqua canalizzato. Entrambe le morfologie sono state sviluppate con una portata costante corrispondente a una piena con una periodicità di 1,5 anni, ma le distribuzioni dello sforzo tangenziale dell'alveo sono mostrate sia per una piena con un periodo di ritorno di 1,5 anni (a, c) sia per una piena con un periodo di ritorno di 30 anni (b, d). I colori più scuri indicano maggiori sforzi tangenziali dell'alveo, visualizzati come sforzi tangenziali adimensionali per la granulometria mediana in relazione a determinate intensità di mobilità dell'alveo. I risultati per un apporto di sedimenti dell'80 e del 20 per cento di TC non sono raffigurati, ma sono molto simili ai casi rispettivamente del 100 e del 60 per cento di TC (Rachelly et al. 2021).



Fonte: VAW, ETH Zurich

di habitat e il funzionamento dei rifugi. Queste condizioni sono strettamente legate al deflusso e al regime sedimentario, cioè alla disponibilità, al trasporto e alla riconfigurazione dei sedimenti (Wohl *et al.* 2015). Se da un lato il trasporto di sedimenti agisce come un disturbo per gli organismi acquatici, dall'altro è anche un fattore chiave della variabilità e della complessità morfodinamica a lungo termine nonché

della vitalità delle biocenosi (Lepori e Hjerdt 2006). Molti organismi acquatici hanno sviluppato strategie di resistenza e resilienza che consentono la sopravvivenza durante gli eventi estremi, compreso l'uso di rifugi, e un regime sedimentario naturale contribuisce in modo determinante alla disponibilità di rifugi.

### **Riquadro 8: Nella pratica – Bird Track Springs Fish Habitat Improvement Project**

*Phil Roni e Meghan Camp, Cramer Fish Sciences*

Lungo il fiume Grand Ronde (Oregon, Stati Uniti), in un'area che ha subito impatti antropici (p. es. cattura di castori, disboscamento, canalizzazione, pascolo del bestiame) con conseguente perdita del 70 per cento delle pozze, mancanza di complessità dell'habitat (p. es. legno di grandi dimensioni), substrato compattato, temperature elevate dell'acqua, aumento dei sedimenti e diminuzione della qualità dell'acqua, è stato realizzato il Bird Track Springs Fish Habitat Improvement Project ([www.grmw.org/data/project/478/](http://www.grmw.org/data/project/478/)).

L'obiettivo del progetto era migliorare l'habitat per le specie ittiche autoctone in pericolo (p. es. il salmone reale) e in particolare rivitalizzare un fiume a rami intrecciati assicurando l'interconnessione completa con la zona golenale, aumentare l'inondazione della zona golenale, l'interconnessione con le acque sotterranee e la diversità termica, creare rifugi adiacenti al canale e migliorare l'habitat ripario.

Alcuni tratti del corso d'acqua sono stati spostati per favorire l'integrazione con la zona golenale e la creazione di rifugi per i pesci, come canali e stagni. In corrispondenza delle scarpate e delle depressioni storiche del fiume nella zona golenale sono state migliorate le caratteristiche dei canali e delle cavità laterali al fine di migliorare l'accesso alla zona golenale e la disponibilità di rifugi durante le piene. Sono anche stati costruiti canali per facilitare la connettività con i corsi d'acqua laterali alimentati dalle sorgenti e fornire rifugi adatti ai pesci giovani e adulti che migrano a monte. Sono state aggiunte grandi strutture in legno, come alberi e radici, per dirigere il deflusso verso la zona golenale, aumentare la complessità del corso d'acqua, creare pozze d'erosione, immagazzinare sedimenti e fornire ulteriori rifugi per i pesci durante gli eventi di piena.

Il progetto ha creato 55 ettari di zona golenale riconnessa, 2896 metri di nuovo corso d'acqua, nuove pozze nei corsi principale e laterali e più di 550 strutture di tronchi. Il suo successo è giudicato attraverso la valutazione dei cambiamenti nella morfologia del corso d'acqua, negli habitat della zona golenale e nei rifugi, indagini sui pesci e il monitoraggio della portata e della temperatura dell'acqua.

## 6 Simulazione del deposito di sedimenti fini nelle zone golenali

*I corsi d'acqua si estendono ben oltre i canali che tipicamente ne definiscono il percorso. Di particolare interesse sono le zone golenali, dove si verificano importanti processi idrodinamici e morfodinamici causati da piene ricorrenti, che favoriscono anche l'insediamento di molte specie di rilevanza ecologica. Il presente capitolo descrive i principali processi di deposito dei sedimenti fini e gli strumenti numerici utilizzati per prevedere le risposte del sistema fluviale, un aspetto particolarmente importante per i progetti di rivitalizzazione dei corsi d'acqua.*

**Daniel Conde, Carmelo Juez, Davide Vanzo, Christoph Scheidegger, Giovanni De Cesare e David Vetsch**

### 6.1 Introduzione

Quando i fiumi e i torrenti scorrono lungo le valli, assieme all'acqua trasportano considerevoli quantità di sedimenti inorganici e di materia organica. I grani più grossolani, come i ciottoli e la ghiaia, sono trasportati come materiale solido di fondo lungo l'alveo e a stretto contatto con esso (Van Rijn 2005). I grani più fini, tipicamente quelli che non superano i 2 millimetri di diametro, sono principalmente tenuti in sospensione dalla corrente e compongono il materiale in sospensione (Van Rijn 1984). Questi grani fini sono spesso una combinazione di limo, argilla e sabbia fine e la loro concentrazione varia a seconda della profondità: è elevata vicino al fondo dell'alveo fluviale e diminuisce verso la superficie dell'acqua. L'obiettivo principale del presente capitolo è identificare e modellizzare i processi che influenzano il materiale in sospensione, nonché quantificare il loro impatto sull'idrodinamica e la morfodinamica fluviali, concentrandosi in particolare sulle zone golenali (fig. 33), per il loro duplice ruolo di protezione contro le piene e di funzione ecologica (Baptista *et al.* 2018).

Per quanto riguarda la protezione contro le piene, le zone golenali forniscono spazio supplementare per le maggiori quantità di materiale trasportato dal fiume, preservando in modo sicuro le attività e gli insediamenti umani. Costituiscono inoltre un bacino di ritenzione e consentono la regolazione del deflusso, il contenimento del legname alla deriva e il deposito di sedimenti. In termini di funzioni ecologiche, le zone golenali svolgono un ruolo importante come connettori tra gli ecosistemi fluviali e gli ecosistemi terrestri adiacenti. Una varietà di specie riparie si stabilisce in queste regioni ed è sensibile al delicato equilibrio tra la ritenzione

di nuovi sedimenti e l'estrazione di materiale depositato in precedenza. La conservazione di questi corridoi ripari è cruciale per la continuità ecologica.

L'evoluzione geomorfologica del corridoio fluviale è strettamente legata al valore aggiunto delle zone golenali. Il fatto che il processo dominante sia l'erosione o il deposito dipende principalmente dallo scambio di acqua e sedimenti

**Figura 33**

*Esempi del fiume Thur: tratto con canale composto artificiale (a) e tratto con allargamento dopo la rivitalizzazione (b).*

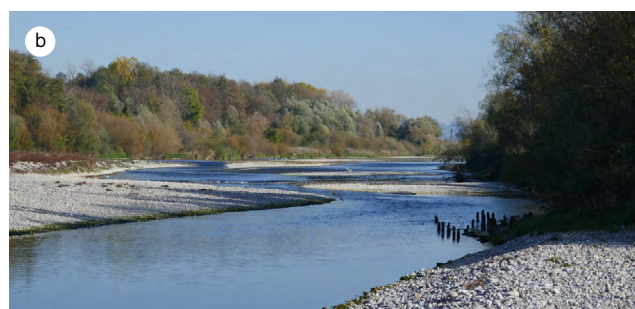
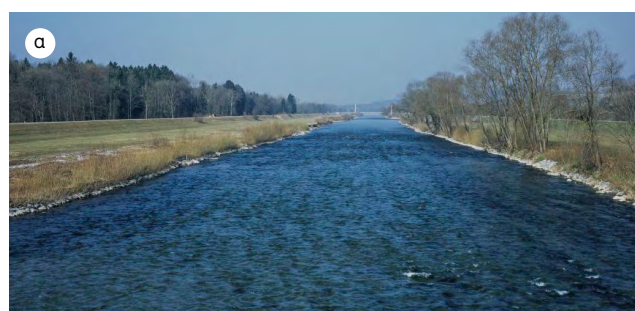


Foto: (a) Biblioteca del ETH Zurich, archivio fotografico / fotografo: R. Huber. (b) VAW, ETH Zurich

fini tra il canale principale e la zona golenale. La presenza di vegetazione nella zona golenale ha un impatto significativo su questi scambi idrodinamici, in quanto impone una riduzione della velocità del deflusso rispetto al canale principale. Questo modello di deflusso, che si sviluppa con tutti i tipi di vegetazione, crea forti forze tangenziali tra il deflusso nell'alveo e quello nella zona golenale, formando uno sforzo tangenziale interno (fig. 34). Questo strato presenta tipicamente molteplici moti vorticosi che inducono scambi laterali e miscelazione. La quantificazione di questi deflussi laterali è fondamentale per valutare correttamente l'effettiva capacità di deflusso del corso d'acqua, soprattutto in condizioni di piena, e i conseguenti cambiamenti ecologici e morfologici.

La legge federale (LPac, 1991) e l'ordinanza sulla protezione delle acque (OPac, 1998) prevedono la rivitalizzazione (fig. 33)

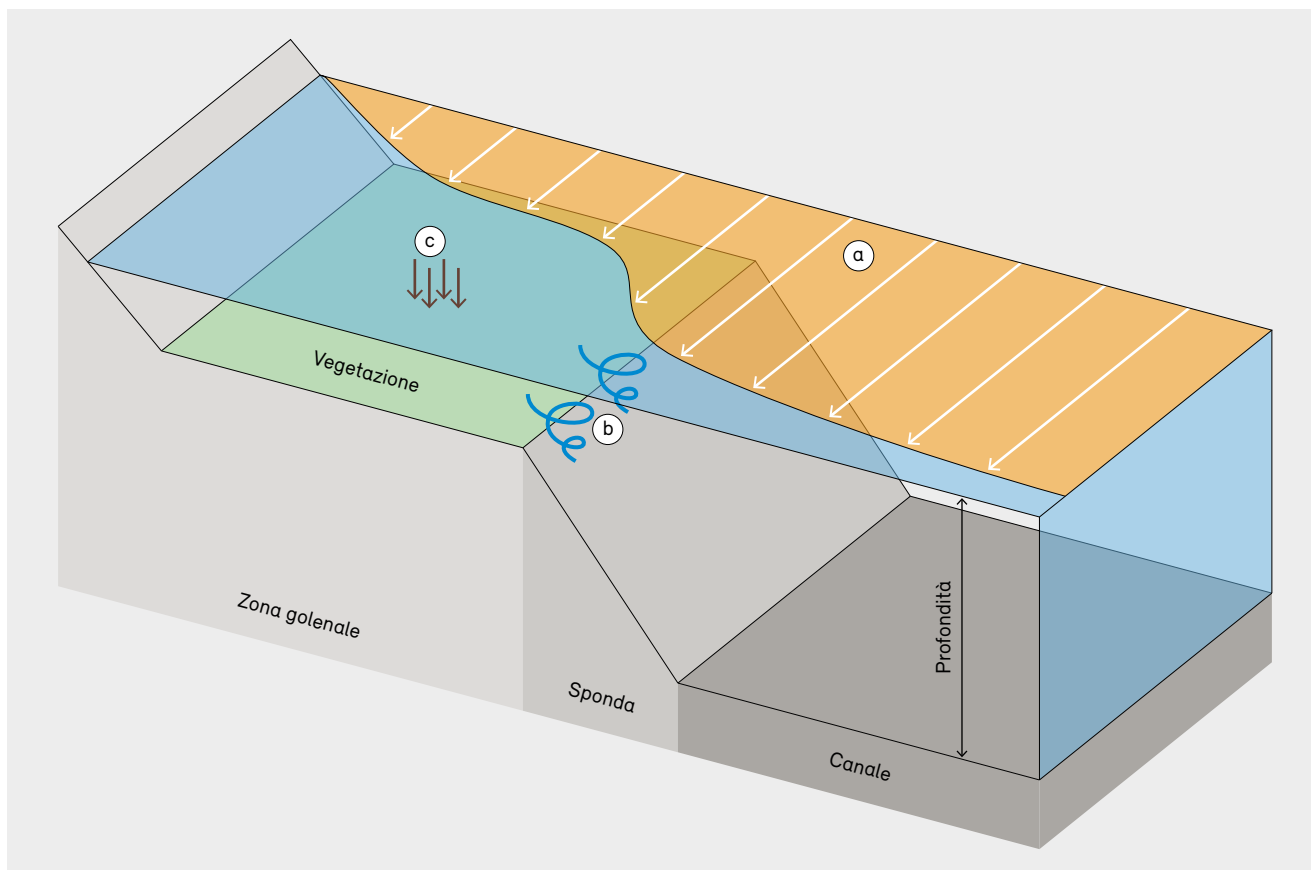
di migliaia di chilometri di corsi d'acqua con un approccio che combina idromorfologia ed ecologia. L'obiettivo politico è ripristinare gli habitat per animali, piante e funghi caratteristici, mantenendo o migliorando la protezione contro le piene e l'equilibrio sedimentario. Di conseguenza, è necessario disporre di modelli efficaci per prevedere accuratamente il comportamento morfodinamico.

## 6.2 Modellizzazione numerica

Semplificando, i modelli numerici idrodinamici rappresentano virtualmente il flusso d'acqua. Costituiscono un insieme di strumenti di ingegneria idraulica diffusi e riconosciuti, con molteplici applicazioni nella pratica. Il software BASEMENT (Vanzo *et al.* 2021) è un freeware di

**Figura 34**

Configurazione tipica del deflusso in una zona golenale: distribuzione della velocità (a), vortici orizzontali nello strato di sforzo tangenziale (b) e deposito laterale di sedimenti (c).



modellizzazione numerica sviluppato presso il VAW del PF di Zurigo, applicabile per la simulazione di fiumi, torrenti ed estuari. Inoltre, è possibile simulare processi idrodinamici e morfodinamici, tenendo conto del flusso dell'acqua, delle forze di attrito, della turbolenza e del moto dei sedimenti.

I vortici turbolenti svolgono un ruolo significativo nel determinare le forze resistive totali e la sospensione del materiale trasportato. Per quantificare l'energia cinetica turbolenta del deflusso si utilizzano modelli di conservazione dell'energia. Sono implementati anche altri tipi di metodi di calcolo della turbolenza semplificati. Per quanto riguarda la modellizzazione del materiale in sospensione, è stato sviluppato un modulo di avvezione-diffusione combinato con formule empiriche da letteratura (Van Rijn 1984), dove un maggiore sforzo tangenziale al fondo comporta una maggiore mobilità dei sedimenti.

Le diverse opzioni di BASEMENT possono essere definite in maniera intuitiva dall'utente e permettono una soluzione modellistica efficace per prevedere il comportamento idrodinamico e morfodinamico a molteplici scale di interesse per l'ingegneria fluviale (Vanzo *et al.* 2021). Nel presente capitolo, le capacità di BASEMENT sono testate per modellizzare processi su piccola scala. I modelli sono in seguito completati da osservazioni sperimentali (Juez *et al.* 2019) e proiettati a livello di tratto fluviale attraverso uno studio di caso di un'applicazione ingegneristica.

### 6.3 Processi

È stata progettata ed eseguita una serie di esperimenti per valutare l'effetto della geometria del canale e della copertura vegetale della zona golenale sul comportamento idrodinamico e morfodinamico dei flussi nei canali composti (Juez *et al.* 2019). I risultati di questi esperimenti dovrebbero favorire lo sviluppo e l'uso di modelli, ad esempio nella progettazione di futuri interventi fluviali, contribuendo così alla mitigazione dei problemi legati ai sedimenti fini. I flussi nei canali composti sono stati caratterizzati fisicamente attraverso molteplici test su un modello in scala ridotta nella piattaforma PL-LCH dell'EPFL. Gli stessi test sono stati simulati anche nell'ambiente virtuale di BASEMENT per studiare e confermare in modo selettivo i seguenti parametri principali:

- (i) rapporto di profondità: rapporto tra la profondità del deflusso nel canale principale e nella zona golenale;
- (ii) rapporto di velocità: rapporto tra la velocità media del deflusso nel canale principale e nella zona golenale;
- (iii) rapporto di larghezza: rapporto tra la larghezza della zona golenale e quella del canale principale;
- (iv) tipo e scabrezza idraulica della copertura del suolo nella zona golenale.

Il modello in scala ridotta e il suo corrispondente virtuale comprendevano un canale rettilineo con una zona golenale regolabile lateralmente, coperture con scabrezza variabile e strumenti per misurare la profondità del deflusso, la velocità superficiale e le concentrazioni di sedimenti sospesi. Per garantire letture consistenti, tutte le misurazioni sono state effettuate in condizioni di deflusso continuo e uniforme, con profondità e velocità locali mantenute costanti nel tempo e nello spazio.

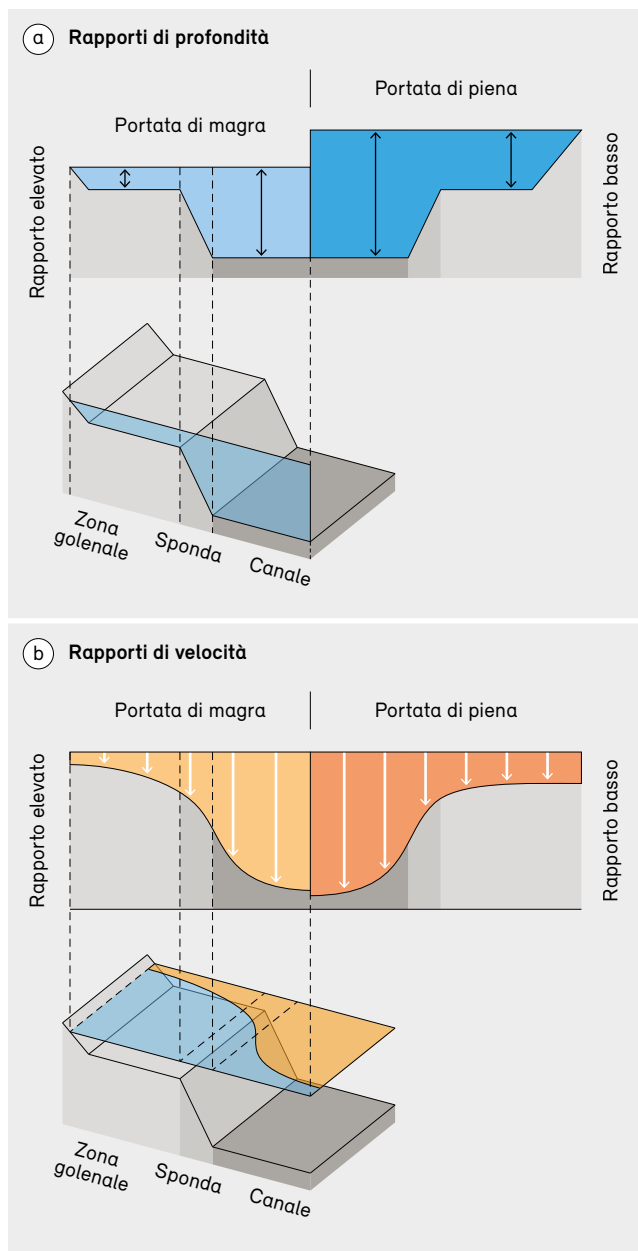
La gamma di esperimenti ha coperto portate in scala realistica, tratte dall'idrologia fluviale nota. I risultati di questi esperimenti indicano che maggiori portate determinano rapporti di profondità e velocità inferiori (fig. 35). Il rapporto di velocità è risultato sensibile anche al rapporto di larghezza, con valori più bassi nei canali più stretti (rapporto di larghezza superiore). Si è osservato che la differenza relativa di velocità tra il canale principale e la zona golenale vegetata (fig. 36a) favorisce la comparsa di vortici orizzontali, che influenzano gli scambi di massa laterali. Canali principali più larghi (rapporto di larghezza inferiore) sono inoltre associati a una maggiore variazione di velocità (indicata dalle frecce nella fig. 36a) e a sforzi tangenziali e vortici più ampi (fig. 36b).

Gli esperimenti hanno dimostrato che la presenza di vegetazione nelle zone golenali impone forze di attrito ancora più forti, contribuendo a un maggiore rapporto di velocità. Nello sforzo tangenziale è stato osservato un effetto secondario: una riduzione della sua larghezza determina un leggero aumento dell'intensità massima delle sollecitazioni nei canali più stretti e densamente vegetati. Per quanto riguarda il deposito di sedimenti sospesi, gli esperimenti hanno indicato che anche la portata e i corrispondenti rapporti di profondità (fig. 35) hanno un effetto significativo: a portate più basse (deflussi poco profondi con un rapporto di profondità più elevato), nelle zone golenali vegetate si



**Figura 35**

Effetto di portate di magra (a sinistra) e di piena (a destra) sui rapporti di profondità (a) e sui rapporti di velocità (b).



Fonte: VAW, ETH Zurich

è osservato che la sedimentazione nel canale principale è influenzata principalmente dal rapporto di larghezza, con geometrie più strette che concentrano più sedimenti nel canale (fig. 36c). Per i deflussi più profondi (rapporto di profondità inferiore) e portate più elevate, i sedimenti si propagano ulteriormente nella zona golenale e si depositano

prevalentemente lì (fig. 36d), mentre non si verifica quasi nessuna sedimentazione all'interno del canale principale. In presenza di una zona golenale spoglia, è stata osservata una maggiore diffusione laterale dei sedimenti, soprattutto nei canali più stretti (rapporto di larghezza elevato).

Gli esperimenti hanno infine dimostrato che il deflusso laterale di acqua e sedimenti sospesi è influenzato principalmente dai rapporti di profondità e larghezza e in minor misura dalla scabrezza della zona golenale. Un canale principale più stretto presenta un maggiore trascinarsi laterale, il che può essere attribuito alla dinamica turbolenta nello sforzo tangenziale e comporta una maggiore dispersione dei sedimenti lungo la zona golenale, soprattutto per i deflussi più profondi. Il principale fattore d'influenza del comportamento idrodinamico e morfodinamico di un canale composto con una zona golenale vegetata è risultato essere il rapporto di velocità, mentre il fattore più marginale è la presenza di vegetazione arborea ad alto fusto. Questo vale soprattutto per i canali composti con una geometria semplice, come quello in scala ridotta utilizzato negli esperimenti. Per geometrie più complesse, il comportamento deve essere studiato separatamente, numericamente o sperimentalmente.

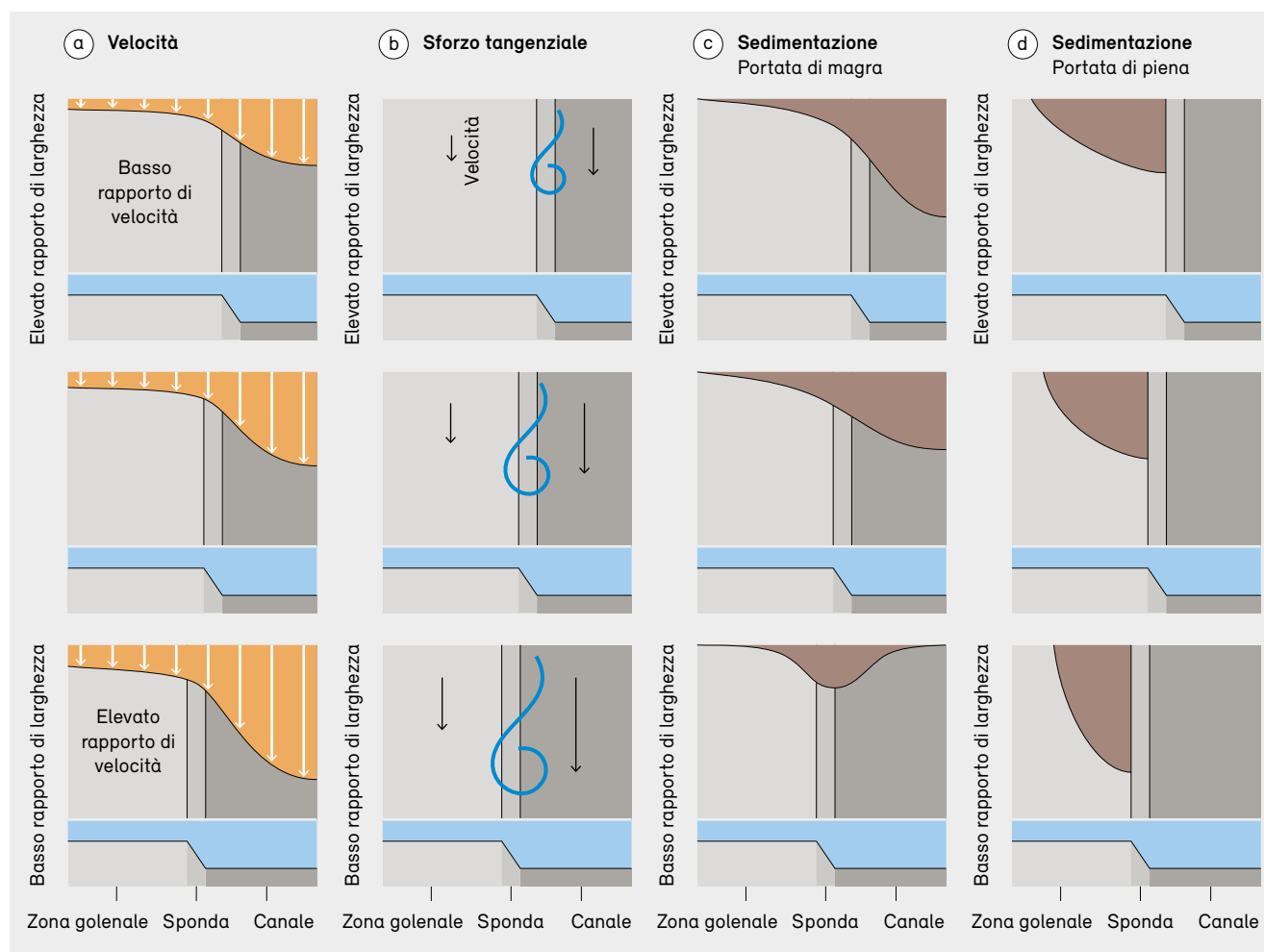
## 6.4 Aspetti ecologici

In ecologia, le zone golenali rappresentano ecosistemi ripari generati da regimi di disturbo quali piene, trasporto di sedimenti e fluttuazione delle acque sotterranee. Le diverse granulometrie dei sedimenti svolgono un ruolo importante nel formare diversi habitat, soprattutto perché la capacità di immagazzinare acqua nel letto fluviale aumenta con il diminuire della granulometria dei sedimenti. Le zone con elevate proporzioni di sedimenti fini fungono da letti di germinazione fondamentali per piante, briofite e licheni e determinano la successione della vegetazione ripariale. Le forti dipendenze tra la morfologia del canale, gli elementi strutturali (come i banchi di ghiaia), i detriti legnosi e i massi formano un ambiente vario e collegato lateralmente, che facilita lo sviluppo di ecosistemi diversificati e resilienti.

Dato lo spazio limitato a disposizione, la rivitalizzazione delle zone golenali si concentra su ecosistemi altamente dinamici, tra cui i banchi (barre) di ghiaia e le prime fasi di

Figura 36

Vari effetti (vista dall'alto) di un canale più stretto (elevato rapporto di larghezza) o più largo (basso rapporto di larghezza): distribuzioni della velocità (a), sforzo tangenziale (b) e distribuzione della sedimentazione in condizioni di portata di magra (c) o di portata di piena (d).



Fonte: VAW, ETH Zurich

successione dei boschi golenali (*Salicion elaeagni*, *Alnion incanae*). I boschi golenali nelle fasi di successione tardive, compresi gli stagni e le aree aperte fortemente disseccate (*Psoretea decipientis*, comunità colorate sulla superficie del suolo) con disturbi poco frequenti dovuti alle piene, sono attualmente habitat sottorappresentati nelle zone golenali rivitalizzate. Le frequenti nebbie e l'elevata umidità dell'aria in questi ambienti altrimenti secchi favoriscono la presenza di comunità con specie come l'enigmatico lichene stellato *Buellia asterella*, che colonizza spesso sabbie compatte raramente inondate. Questa specie è ora estinta in Svizzera e minacciata a livello mondiale.

Secondo i risultati degli esperimenti di cui sopra, la presenza di alberi più alti non influenza molto l'idrodinamica o la morfodinamica. L'effetto degli arbusti non è stato testato in laboratorio, anche se la loro presenza potrebbe aumentare gli effetti della vegetazione erbacea e forse portare a un maggiore deposito. La disponibilità di elementi strutturali di grandi dimensioni è importante anche per creare un'elevata diversità e favorire una biodiversità caratteristica delle zone golenali. I detriti legnosi grossolani svolgono un ruolo importante in prossimità dei corsi d'acqua con bracci secondari (*anabanch*), dove possono essere realizzati anche alcuni siti inondate di rado. La creazione di banchi di ghiaia e la collocazione di massi

a livelli raramente inondati possono aumentare in modo sostanziale la diversità degli habitat nelle zone golenali rivitalizzate.

## 6.5 Caso di studio

Un tratto del Reno alpino vicino a Widnau (CH) e Höchst (A) (fig. 37) è stato utilizzato come studio di caso per simulare la morfodinamica dei sedimenti fini nelle zone golenali. La sorgente del Reno alpino si trova nel Cantone dei Grigioni, nelle Alpi svizzere, e in seguito il Reno scorre lungo il confine con il Liechtenstein e l'Austria verso il lago di Costanza. La protezione di questa regione contro le piene è essenziale, viste le aree densamente popolate e le importanti attività economiche lungo il Reno alpino: il potenziale di danni materiali derivanti da eventi di piena importanti è stimato a oltre 10 miliardi di franchi. I progetti in corso hanno l'obiettivo di aumentare la capacità di convogliamento delle piene del Reno alpino attraverso la rivitalizzazione del fiume mediante l'allargamento del canale.

### Figura 37

Tratto considerato nel caso di studio: Reno alpino a Widnau in condizioni di portata di magra (a) e di portata di piena (b) (vista in direzione della corrente).



Fonte: IRR

Un esempio di applicazione di BASEMENT come strumento di supporto alla progettazione, è presentato di seguito. L'area di studio si estende dal chilometro 80,1 al chilometro 82,6 del Reno alpino (fig. 37), dove gli insediamenti urbani si estendono fino al bordo degli argini esterni di protezione contro le piene. Il modello include la maggior parte dei moduli disponibili in BASEMENT, segnatamente l'idrodinamica (con la modellizzazione dell'attrito e della turbolenza) e la morfodinamica (con la modellizzazione sia del materiale solido di fondo che del materiale in sospensione).

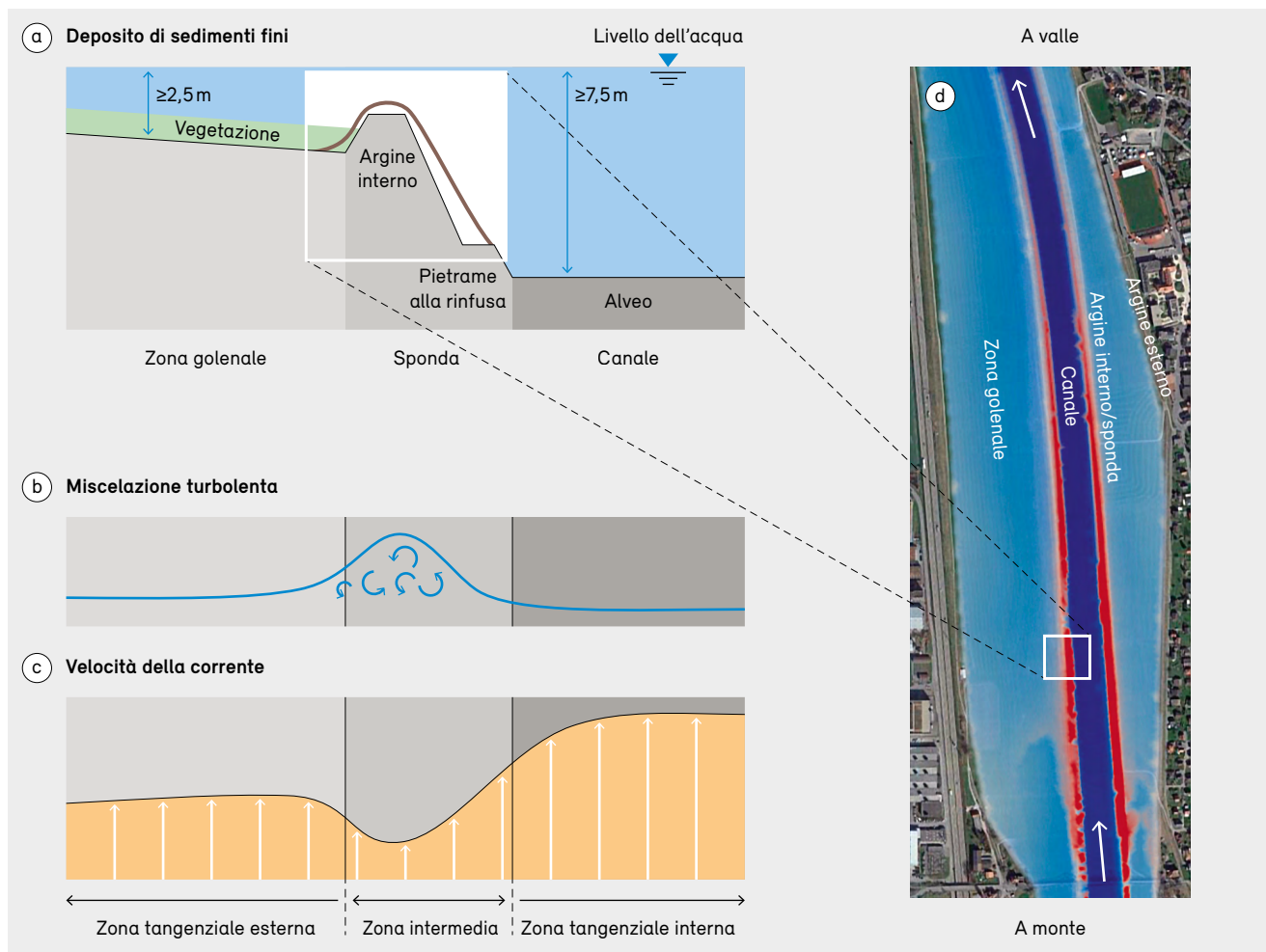
L'attrito è modellizzato con la formula GMS (Gauckler-Manning-Strickler), in cui lo sforzo tangenziale tra l'alveo e il deflusso è ricavato da un coefficiente empirico che dipende dalla scabrezza del materiale dell'alveo e dalla sinuosità della superficie. Il coefficiente considera anche la presenza di vegetazione e la sua resistenza idrodinamica, indipendentemente dal tipo di vegetazione. La turbolenza generata dagli sforzi tangenziali, tra il canale principale e la zona golenale, e nell'alveo è considerata in termini di resistenza al deflusso e di dispersione dei sedimenti con un modello standard « $k-\epsilon$ ». Per quanto riguarda la dinamica dei sedimenti, lo scambio verticale tra alveo e deflusso è modellizzato secondo le formule proposte da Meyer-Peter-Müller per il materiale solido di fondo e da Van Rijn per il materiale in sospensione (Vetsch *et al.* 2021). Esempi di file di configurazione per questi tipi di applicazioni sono disponibili sul sito web di BASEMENT ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch)).

L'area studiata è descritta nella figura 38c. Nel modello sono definite due condizioni limite, una a monte e una a valle, che impongono entrambe condizioni di flusso uniforme: tutte le forze che agiscono sul flusso sono bilanciate e quest'ultimo non accelera né decelera. I coefficienti di attrito di Manning sono stati calibrati con i dati idrometrici osservati nelle stazioni idrologiche. I valori ottenuti sono compatibili con quelli consolidati per le zone golenali erbose (è stato dimostrato che la vegetazione più alta, come gli alberi, ha un impatto minore e i cespugli non sono stati presi in considerazione), per i canali fluviali con fondo in ghiaia e per gli argini protettivi in pietra.

Come negli esperimenti di laboratorio, l'influenza dei processi di turbolenza è evidente, con due distinte zone tangenziali che si sviluppano su ciascun lato degli argini interni (fig. 38b), mostrando una transizione progressiva della

Figura 38

Schema dei risultati per la situazione attuale nel Reno alpino a  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ : (a) vista in sezione del sedimento depositato (linea marrone), (b) miscelazione turbolenta, (c) distribuzione della velocità e (d) vista dall'alto del tratto studiato con i depositi di sedimento in rosso.



Fonte: VAW, ETH Zurich / fotografia aerea ©swisstopo

velocità tra le aree a bassa e ad alta scabrezza idraulica. Senza un'attenta parametrizzazione di questo processo, gli sforzi tangenziali non vengono considerati e la distribuzione delle velocità in sezione trasversale potrebbe non essere fisicamente corretta. Gli schemi di deposito dei sedimenti simulati tendono a manifestarsi lungo la sponda del canale degli argini interni (fig. 38a), con un'ulteriore sedimentazione nelle zone golenali in caso di esondazione a portate più elevate ( $> 2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), anche se in quantità minore. Sebbene la geometria di questo sistema non sia paragonabile a quella utilizzata negli esperimenti di laboratorio, lo stesso comportamento è stato osservato durante le recenti piene del 2005 e del 2009. Questo schema è realistico anche in

termini di schemi di velocità, poiché le aree a bassa velocità determinano tassi di deposito più elevati (fig. 38a, b). Sono stati considerati due scenari di deflusso ( $1000$  e  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), corrispondenti rispettivamente alle condizioni di deflusso nel canale principale e nel canale composto. La concentrazione media annuale di sedimenti sospesi nel Reno alpino è applicata alle condizioni limite a monte.

La quantità di sedimenti depositati aumenta con l'aumentare della portata: la disponibilità di sedimenti è quindi un fattore critico e la probabilità che piene successive dilavino i depositi precedenti nella zona golenale è ridotta. Il risultato probabile è un processo di deposito continuo nelle zone golenali accanto

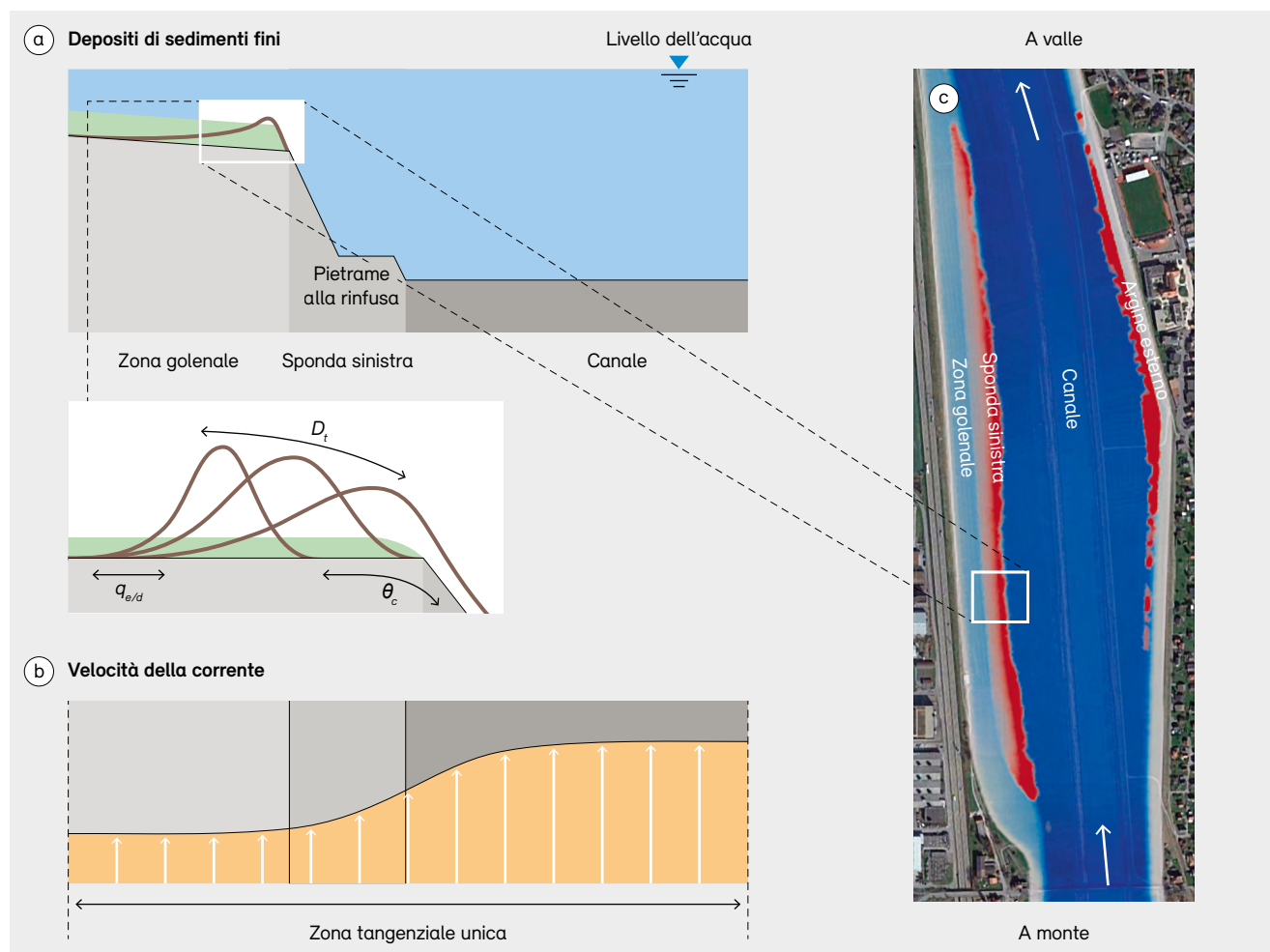
agli argini, quando sono inondate con portate  $> 2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , nonché sulle sponde, anche con portate  $< 1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Ciò comporta una riduzione del trasporto di materiale nel canale. Per gli scenari di riferimento, il deposito totale copre dallo 0,8 all'1,6 per cento (volume depositato da 8000 a 16 000  $\text{m}^3$ ) dell'area di deflusso utilizzabile nella zona golenale, dopo eventi di piena di breve durata (48 h).

Questa applicazione mostra come BASEMENT possa essere utilizzato per valutare le esigenze attuali e future di manutenzione delle condizioni della zona golenale. Una configurazione semplice, come quella qui descritta,

è applicabile anche alla pianificazione di futuri progetti fluviali (fig. 39c). A titolo di esempio, prendiamo una configurazione rivitalizzata dello stesso tratto, mantenendo i modelli e le ipotesi della prima applicazione. Tale configurazione è caratterizzata da un ampio allargamento del canale principale, con soppressione totale della zona golenale destra e accorciamento di circa la metà di quella sinistra. Ad alte portate ( $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), i risultati mostrano un singolo strato di sforzo tangenziale (fig. 39b) e un accumulo predominante di sedimenti fini sulla zona golenale sinistra (fig. 39a, c), pari allo 0,4–0,9 per cento dell'area di deflusso utilizzabile ( $2000\text{--}4500 \text{ m}^3$ ), a seconda della

**Figura 39**

Schema dei risultati per la configurazione del progetto di rivitalizzazione a  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ : (a) vista in sezione del sedimento depositato (linea marrone) e influenza dei parametri di modello, (b) distribuzione della velocità e (c) vista dall'alto del tratto studiato con i depositi di sedimento in rosso. I parametri visualizzati sono: diffusione turbolenta ( $D_t$ ), sforzo tangenziale critico ( $\theta_c$ ) e tasso di scambio verticale ( $q_{e/d}$ ).



configurazione del modulo di morfodinamica dei sedimenti fini. Per portate inferiori ( $< 1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), il deposito avviene principalmente sulle sponde e nel canale principale.

I parametri principali (fig. 39a) in questo esempio sono la diffusione turbolenta ( $D_t$ ), lo sforzo tangenziale critico ( $\theta_c$ ) e il tasso di scambio verticale ( $q_{e/d}$ ). La diffusione turbolenta è il principale indicatore dello scambio di massa tra il canale

principale e la zona golenale, che favorisce il trascinarsi laterale dei sedimenti e la loro dispersione nella zona golenale. Lo sforzo tangenziale critico determina l'inizio della mobilità dei sedimenti, trasferendo il deposito dei sedimenti dal canale principale verso le aree laterali. I restanti parametri determinano i tassi di erosione e deposito e quindi influenzano il modo in cui, nella zona golenale, il flusso s'impoverisce di sedimenti in sospensione.

#### **Riquadro 9: Nella pratica – rimozione dei sedimenti fini dalle zone golenali**

*Daniel Dietsche e Mathias Speckle, Regolazione internazionale del Reno (IRR)*

Il tratto del Reno alpino descritto in questo capitolo è di competenza della Regolazione internazionale del Reno (IRR), che ha mostrato come la rimozione rapida dei sedimenti dopo le piene, cioè l'estrazione e il riporto nel canale principale, si sia dimostrata altamente efficace. I rami e le radici sono trasportati nell'estuario e utilizzati per il riassetto ecologico del paesaggio. I sedimenti depositati possono anche essere rimossi in un secondo momento, ma

sono necessarie una sorveglianza regolare e l'elaborazione di previsioni per garantire il mantenimento della capacità di deflusso prevista. È stato osservato che la presenza di vegetazione determina un maggior deposito di sedimenti, anche con livelli dell'acqua bassi. Questo esempio pratico evidenzia la necessità di strumenti accurati per prevedere la quantità di sedimenti depositati e testare potenziali soluzioni per il loro smaltimento. Sia per le amministrazioni pubbliche sia per gli studi d'ingegneria privati, i progressi delle nuove capacità numeriche di BASEMENT favoriranno un'evoluzione sicura ed ecologicamente consapevole dei corsi d'acqua svizzeri.

## 7 Impatto della colmatazione del substrato sulla connettività verticale

La connettività tra la zona iporreica e il deflusso è essenziale per lo sviluppo dei macroinvertebrati e per il successo riproduttivo dei pesci. L'infiltrazione di sedimenti fini porta alla colmatazione dell'alveo, riducendo la porosità e gli scambi verticali di acqua. Il ciclo naturale di colmatazione è alterato dalle infrastrutture e dall'uso del suolo. Il presente capitolo comprende una breve descrizione del processo e dei fattori che lo influenzano, illustrati con alcuni risultati sperimentali. Questi principi sono poi applicati a una selezione di casi comuni.

Romain Dubuis, Robin Schroff e Giovanni De Cesare

### 7.1 Colmatazione

Nei corsi d'acqua naturali che trasportano materiale solido di fondo, l'alveo poroso ospita una ricca comunità ecologica. Lo strato di substrato dell'alveo che collega le acque superficiali a quelle sotterranee, chiamato zona iporreica (Brunke e Gonser 1997), è solitamente dominato da ghiaia, pietre e massi. Come mostrato nella figura 40, gli interstizi tra i grani del substrato costituiscono l'habitat primario di molti organismi. La connettività verticale funzionale, che consente scambi attivi tra l'acqua superficiale che scorre liberamente, l'acqua contenuta nei pori della zona iporreica e le acque sotterranee, può favorire la capacità di autodepurazione del corso d'acqua e contribuire a regolare il bilancio idrico sotterraneo delle zone golenali. Flussi indisturbati di

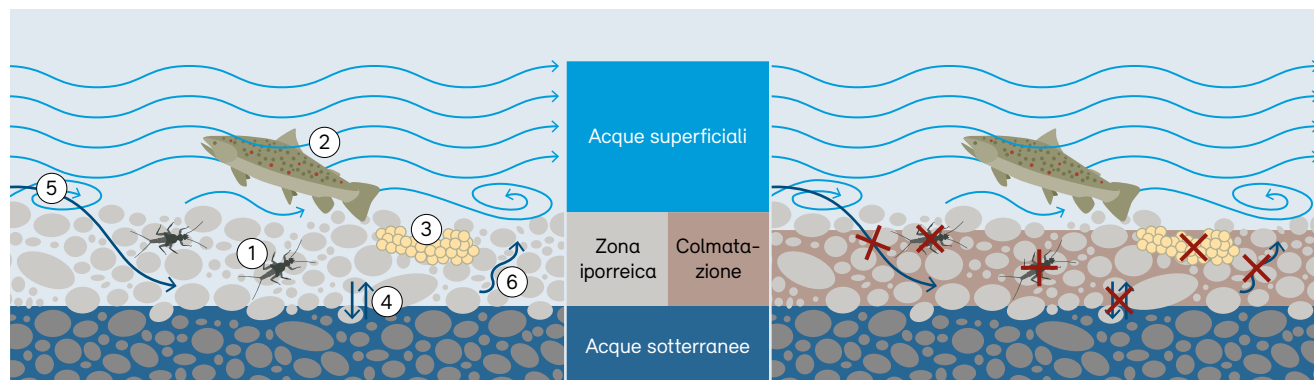
acqua, particelle, nutrienti, ossigeno e altri composti disciolti assicurano le condizioni di habitat richieste dalla comunità ecologica autoctona. Se lo spazio interstiziale viene ostruito da sedimenti fini, l'idoneità della zona iporreica come habitat è compromessa (Bo *et al.* 2007).

#### 7.1.1 Effetti dell'intasamento

La colmatazione designa il graduale riempimento degli spazi interstiziali dell'alveo con sedimenti fini (Wharton *et al.* 2017). Si tratta di un fenomeno naturale intrinseco, che spesso è però intensificato dall'attività umana. Nella maggior parte dei casi prevalgono gli effetti ecologici dannosi di un intasamento eccessivo. La colmatazione degrada l'habitat dell'alveo alterandone la composizione e disturbando i deflussi (Pulg *et al.* 2013). I cambiamenti

Figura 40

La zona iporreica funge da habitat primario per organismi interstiziali, tra cui i macroinvertebrati (1). I pesci (2) che depongono le uova (3) nella ghiaia le sotterrano nel substrato, dove le condizioni sono adatte (Kondolf 2000). Si verificano scambi tra le acque sotterranee e il corso d'acqua (4) e tra la zona iporreica e il deflusso superficiale (5, 6). A destra sono illustrati i cambiamenti che si verificano in caso di zona iporreica intasata.



nella composizione hanno effetti negativi diretti sui macroinvertebrati e sui pesci (fig. 40; Sternecker *et al.* 2013). I macroinvertebrati dipendono direttamente dagli spazi interstiziali come habitat e dalla superficie rugosa dei grani per evitare la deriva. I pesci hanno bisogno di un substrato sciolto per costruire le loro tane. La perturbazione dei deflussi priva i macroinvertebrati, le uova e le larve di pesce di nutrienti e ossigeno e ostacola la rimozione dei rifiuti metabolici durante il periodo d'incubazione (sviluppo delle uova). L'interruzione degli scambi con le acque sotterranee, solitamente più calde o più fredde, disturba inoltre la regolazione della temperatura nel substrato, importante dal punto di vista ecologico.

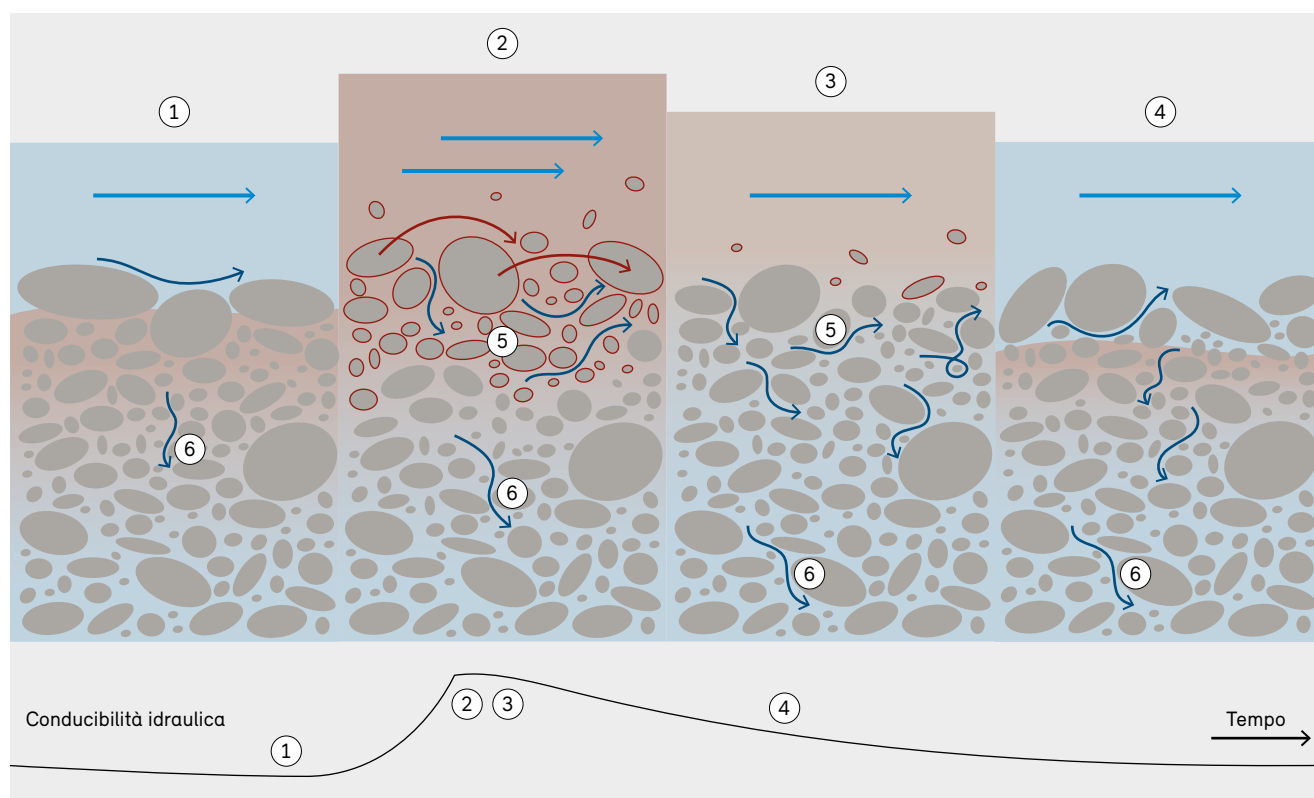
### 7.1.2 Il processo di colmatazione

I tre principali processi che portano alla colmatazione dell'alveo, generalmente distinti, sono l'intasamento fisico, l'intasamento biologico e l'intasamento chimico. L'intasamento

fisico (o colmatazione fisica), designa l'intrusione di sedimenti fini in sospensione nel substrato dell'alveo e la formazione di uno strato con bassa conducibilità idraulica, bassa porosità e spesso un elevato grado di costipazione. Ne consegue una scarsa connettività verticale. La presenza di materiale fine, l'acqua più calda e la luce solare nonché l'assenza di eventi perturbatori favoriscono lo sviluppo di vari organismi, come alghe, diatomee e batteri, che riempiono i pori e costipano il substrato (intasamento biologico o colmatazione biologica). La riduzione della connettività verticale e la costipazione del substrato possono avvenire anche attraverso reazioni chimiche di soluti, come il calcio, che precipitano e creano legami (colmatazione chimica). Il presente capitolo si concentra sulla colmatazione fisica, ma gli effetti di rinforzo delle colmatazioni biologica e chimica non devono essere trascurati nell'analisi complessiva del grado di colmatazione di un alveo.

**Figura 41**

*Processo e ciclo di colmatazione. (1) Substrato intasato con bassa conducibilità idraulica; (2) evento di piena con decolmatazione (il flusso penetra al di sotto della ghiaia e rilascia particelle fini); (3) curva discendente (il substrato ha un basso contenuto di sedimenti fini e la connettività verticale è massimizzata); (4) creazione di un nuovo strato intasato; (5) pompaggio advettivo; (6) discesa delle acque superficiali.*





Il processo di colmatazione e decolmatazione è ciclico e naturale. Dipende dalla frequenza delle piene in grado di mobilitare l'alveo e rompere lo strato intasato, parzialmente o completamente. Non appena la ghiaia che forma l'alveo torna in condizioni stabili, inizia una nuova fase di colmatazione (Park *et al.* 2019). La figura 41 illustra l'intero ciclo. Di solito si distinguono due diversi tipi di colmatazione fisica. La colmatazione superficiale (fig. 43a) si riferisce al deposito naturale sopra il substrato in caso di bassa velocità di flusso e sedimentazione naturale (Schälchli, Abegg + Hunzinger, 2001). La colmatazione interna (fig. 41, 43b) corrisponde alla formazione di uno strato di sedimenti fini all'interno della zona iporreica e coinvolge una fonte di sedimenti fini, una matrice di substrato come supporto e l'infiltrazione come catalizzatore.

La concentrazione di sedimenti fini nel deflusso dipende dalle condizioni idrogeologiche. Durante le piene e il successivo periodo di ritiro o nei bacini idrografici con un ghiacciaio, la concentrazione di sedimenti fini è molto più elevata (fig. 41.2, 41.3) a causa dell'erosione del suolo e del rilascio di sedimenti fini intrappolati nell'alveo. Il substrato agisce da filtro, intrappolando almeno una parte dei sedimenti fini che entrano nella zona iporreica. La connettività verticale funzionale presuppone un alto grado di permeabilità. Man mano che si deposita un maggior numero di particelle, gli interstizi diventano più piccoli e solo le particelle più fini possono raggiungere la matrice del substrato (fig. 41.1, 41.4). Attraverso questo «filtro» passa una quantità ridotta di acqua, potenzialmente carica di sedimenti in sospensione e lo strato intasato raggiunge infine un livello stabile (fig. 41.1). Questo processo di filtraggio è influenzato da molteplici meccanismi. Il deflusso superficiale può penetrare attraverso la zona iporreica mediante pompaggio advettivo (fig. 41.5), un processo innescato da piccole pressioni differenziali a livello locale (Fries e Taghon 2010). Gli scambi tra il deflusso superficiale e le acque sotterranee svolgono un ruolo importante nel processo di colmatazione, poiché forzano o ostacolano la penetrazione del deflusso superficiale carico di particelle fini (Boano *et al.* 2014; Fox *et al.* 2018). La risalita e la discesa dell'acqua (fig. 41.6) dipendono dal gradiente di pressione tra le acque sotterranee e il deflusso superficiale oppure dalla morfologia del corso d'acqua, ad esempio in presenza di rapide o gradini.

**Figura 42**

*Setup sperimentale utilizzato per studiare la colmatazione del substrato dell'alveo presso la piattaforma PL-LCH dell'EPFL. Il canale è composto da uno strato di ghiaia di 30 cm di spessore e negli esperimenti è possibile controllare sia la direzione e l'intensità del flusso attraverso la ghiaia sia le condizioni del deflusso superficiale.*



Foto: R. Dubuis

### 7.1.3 Fattori d'influenza ed esperimenti di laboratorio

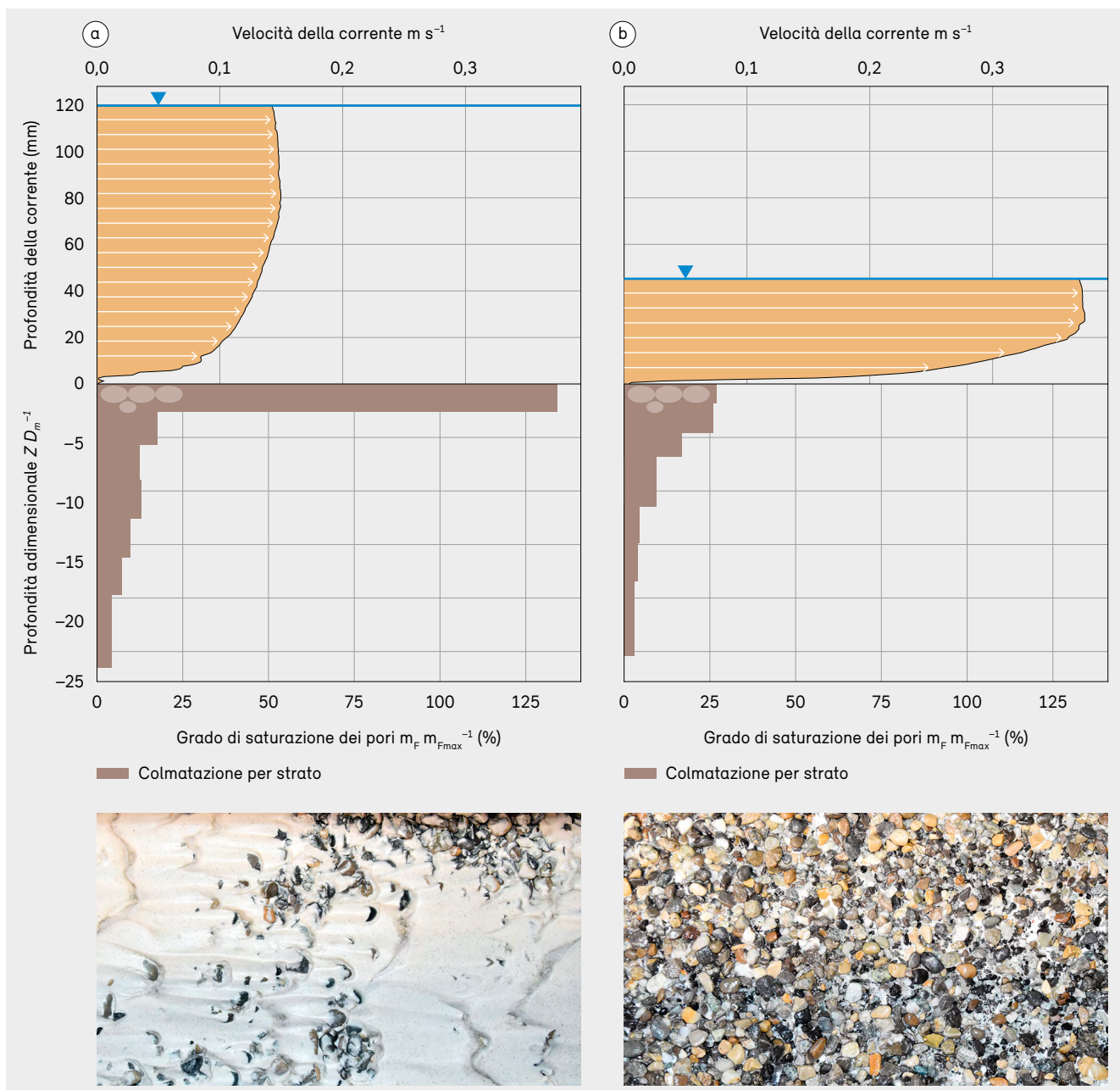
Il deposito di sedimenti fini e la formazione di uno strato intasato dipendono da diversi fattori quali: (i) il rapporto granulometrico tra il materiale in sospensione e il substrato dell'alveo, (ii) le condizioni di deflusso, (iii) gli scambi tra acque sotterranee e deflusso superficiale e (iv) la concentrazione di sedimenti fini. Questi fattori e le relative interazioni sono comuni sia nei corsi d'acqua naturali che in quelli alterati.

Sono stati condotti esperimenti di laboratorio utilizzando un canale presso la piattaforma PL-LCH dell'EPFL (fig. 42) per riprodurre il processo di colmatazione fisica in presenza di diverse serie di parametri. Lo scopo dello studio era analizzare come il gradiente d'infiltrazione e le condizioni di deflusso influenzano la conducibilità idraulica e la distribuzione verticale del materiale depositato. Alcuni dei risultati sono presentati nelle figure 43–45.

(i) I parametri principali che definiscono la profondità con cui i sedimenti fini possono penetrare nella matrice del substrato sono il rapporto granulometrico tra il materiale in sospensione e il substrato dell'alveo così come il grado di uniformità (cioè la deviazione standard della distribuzione granulometrica). Un substrato più grossolano e uniforme porta a una maggiore

**Figura 43**

Confronto tra due esperimenti presso la piattaforma PL-LCH con la stessa portata, ma diverse pendenze e profondità della corrente, con conseguente colmatazione superficiale (a) e interna (b). I grafici superiori mostrano i profili di velocità della corrente e quelli inferiori il corrispondente contenuto di sedimenti fini nel substrato al termine degli esperimenti, espresso in  $m_F m_{Fmax}^{-1}$ , la massa di sedimenti fini divisa per la massa massima a saturazione;  $Z$  = profondità verticale,  $D_m$  = diametro medio geometrico del substrato. Velocità della corrente più basse corrispondono a un minore sforzo tangenziale (a), come spesso osservato nelle pozze o sui banchi di ghiaia, determinano una colmatazione superficiale, visibile nella foto, in cui la maggior parte del substrato è coperta da sedimenti fini. A velocità della corrente più elevate corrisponde un maggiore sforzo tangenziale (b), i sedimenti fini si depositano solo al di sotto dello strato di armatura.



percolazione libera attraverso la matrice, fino a raggiungere uno strato impermeabile o più fine. Un substrato contenente grani sia grossolani sia fini determina uno strato più sottile e intasato, a causa dell'effetto filtrante della sabbia. La concentrazione di sedimenti fini nel substrato segue solitamente un profilo esponenzialmente decrescente: la concentrazione massima, corrispondente alla saturazione dei pori, si registra in prossimità della sommità dello strato intasato (fig. 43, 44; Cui *et al.* 2008; Gibson *et al.* 2009). La parte più fine del materiale in sospensione può tuttavia raggiungere strati più profondi dell'alveo.

Pori più grandi consentono una maggiore avvezione all'interno dell'alveo, portando le particelle in zone a basso sforzo tangenziale, dove possono facilmente depositarsi. Gli esperimenti hanno dimostrato che la ghiaia più grossolana aumenta il deposito di argilla rispetto al substrato sabbioso (Mooneyham e Strom 2018). Formando uno «strato di armatura», la ghiaia più grossolana sopra il substrato più fine può così aumentare il deposito e la formazione di uno strato intasato sotto quello superiore.

(ii) Le condizioni di deflusso influenzano l'avvezione all'interno della zona iporreica e il tasso di deposito. Il deposito di sedimenti fini per avvezione sembra causare una minor costipazione rispetto all'infiltrazione (Cunningham *et al.* 1987), visti la minore forzatura e il minore differenziale di pressione in assenza di percolazione. Le condizioni di deflusso influenzano la distribuzione granulometrica del substrato a lungo termine. A bassa velocità e quindi a basso sforzo tangenziale, i sedimenti fini possono depositarsi per gravità e causare una colmatazione superficiale (fig. 43). In presenza di elevati sforzi tangenziali, la parte superiore dello strato intasato si trova al di sotto della superficie dell'alveo, a una profondità che impedisce la risospensione. Ciò limita l'aumento del grado di colmatazione: la conducibilità idraulica raggiunge quindi un livello minimo (Schälchli 1993).

(iii) Gli scambi tra le acque sotterranee e il deflusso superficiale hanno un effetto considerevole sulla colmatazione, attraverso l'infiltrazione e l'esfiltrazione. In caso di esfiltrazione (o risalita delle acque profonde), il deflusso medio si dirige verso la superficie, impedendo la penetrazione del deflusso superficiale e il deposito di particelle fini. La colmatazione è in tal caso limitata ad aree locali, a causa della non uniformità del flusso iporreico. In caso d'infiltrazione (o discesa delle acque superficiali), parte del deflusso superficiale carico di particelle

sospese è diretto verso le acque sotterranee e il substrato dell'alveo funge da filtro. Il flusso dipende dal gradiente di percolazione (perdita di carico idrico su una certa distanza) e dalla conducibilità idraulica. In genere un elevato gradiente di percolazione aumenta la profondità dello strato intasato (Schälchli 1993; cfr. anche fig. 44). La risalita e la discesa delle acque possono dipendere da meccanismi diversi, dagli alvei a forma di duna agli scambi regionali tra le acque sotterranee e il deflusso superficiale (Tonina e Buffington 2009).

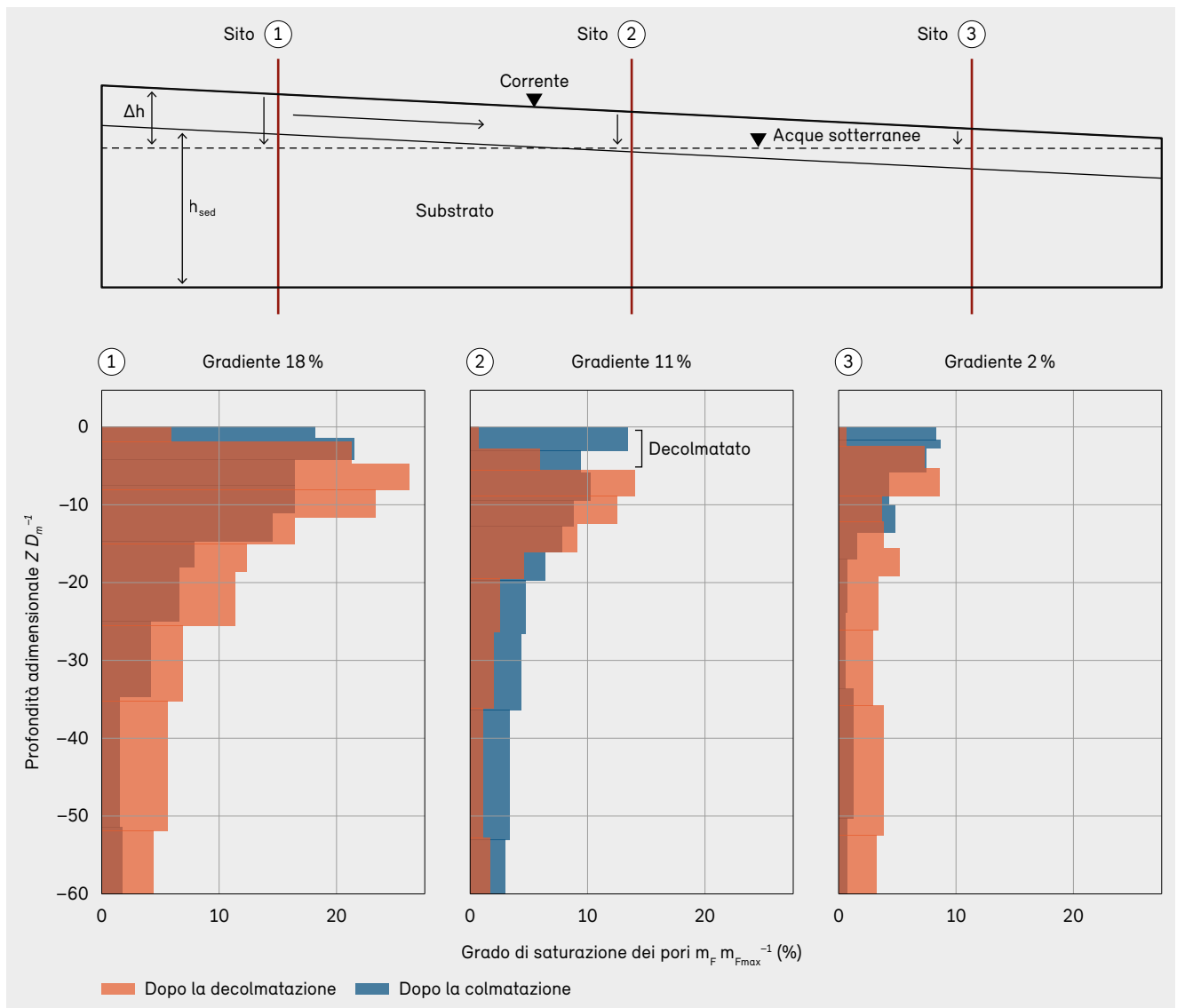
(iv) I risultati di vari studi indicano che concentrazioni più elevate di sedimenti fini aumentano il tasso di deposito accelerando il processo di colmatazione (Schälchli 1993; Mooneyham e Strom 2018). La quantità di materiale depositato e la conseguente riduzione della conducibilità idraulica dipendono dalla concentrazione di sedimenti fini (fig. 45). Quando le particelle si accumulano lentamente, tende a formarsi uno strato intasato più costipato e più spesso, poiché un numero maggiore di particelle è in grado di riempire i pori (Fetzer *et al.* 2017)

#### 7.1.4 Distribuzione spaziale e dinamica dell'alveo

Gli alvei naturali possono essere visti come un mosaico di condizioni idromorfologiche localmente variabili a livello della larghezza del fiume, che portano a forme e gradi di colmatazione differenti all'interno dello stesso corso d'acqua. Il grado di colmatazione in una sezione fluviale deve essere analizzato sia nello spazio sia nel tempo, includendo le variazioni stagionali del deflusso e della concentrazione di sedimenti fini. Di norma viene definito in termini di conducibilità idraulica, porosità e grado di costipazione della zona iporreica. La colmatazione superficiale avviene in aree a bassa velocità di deflusso, cioè in acque poco profonde su banchi di ghiaia e vicino alle sponde, eventualmente anche in pozze. I sedimenti trasportati dal corso d'acqua influenzano il tipo e il grado di colmatazione. Alcuni corsi d'acqua sono caratterizzati da un trasporto considerevole di sedimenti limitato agli eventi di piena che mobilitano l'alveo, consentendo il disintasamento (o la decolmatazione). In altre situazioni, ad esempio nel Rodano canalizzato nelle Alpi, si osserva il transito di materiale più fine su ghiaia più grossolana anche in presenza di un basso sforzo tangenziale. Il trasporto di materiale solido di fondo non provoca la distruzione dello strato di armatura o il rilascio di sedimenti fini intrappolati, poiché la capacità di trasporto non è in grado di mobilitare più del materiale fine dell'alveo.

**Figura 44**

Effetto della decolmatazione sul grado di saturazione dei pori in tre punti lungo il canale presso la piattaforma PL-LCH, corrispondenti a diverse intensità d'infiltrazione indotte dalla forte pendenza e dal livello orizzontale delle acque sotterranee. L'ampio gradiente locale di percolazione ( $\Delta h h_{sed}^{-1}$ ) determina una maggiore colmatazione, come suggerito dall'elevato grado di saturazione dei pori. Nel sito 3, il basso gradiente di percolazione determina una minore quantità di sedimenti fini intrappolati nei pori, mentre il sito 2 mostra una situazione intermedia. La decolmatazione avviene solo nella parte superiore del substrato, dove si osserva una diminuzione della saturazione dei pori da 1 a  $4 D_m$  (diametro medio geometrico del substrato) nei tre punti.



Fonte: EPFL

## 7.2 Decolmatazione

### 7.2.1 Efficienza della decolmatazione

L'efficienza del processo di decolmatazione dipende dallo spessore dello strato mobilizzato durante l'evento di piena. Negli esperimenti nella piattaforma PL-LCH sono stati mobilizzati fino a circa  $3 D_m$  (diametro medio geometrico del substrato) (fig. 44). La conducibilità idraulica aumenta di conseguenza, con un balzo netto quando l'alveo inizia a essere mobilizzato (fig. 45). Gli strati superiori del substrato sono di solito i più intasati, ma anche i primi a essere disintasi. Tuttavia, una decolmatazione visibile non significa che tutti i sedimenti fini infiltrati siano stati rilasciati.

Secondo Schälchli (1993), lo sforzo tangenziale adimensionale necessario per avviare il processo di decolmatazione è di circa  $\theta_k = 0,06$  e una decolmatazione completa dell'alveo si ottiene circa a  $\theta_b > 0,07$ , che corrisponde a un trasporto di materiale dal letto molto ben sviluppato. La durata minima di piena necessaria per risciacquare un tratto di corso d'acqua dipende dalla lunghezza del tratto e dalla velocità del deflusso in prossimità dell'alveo (velocità di deriva). Quest'ultima influenza il trasporto dei sedimenti in sospensione

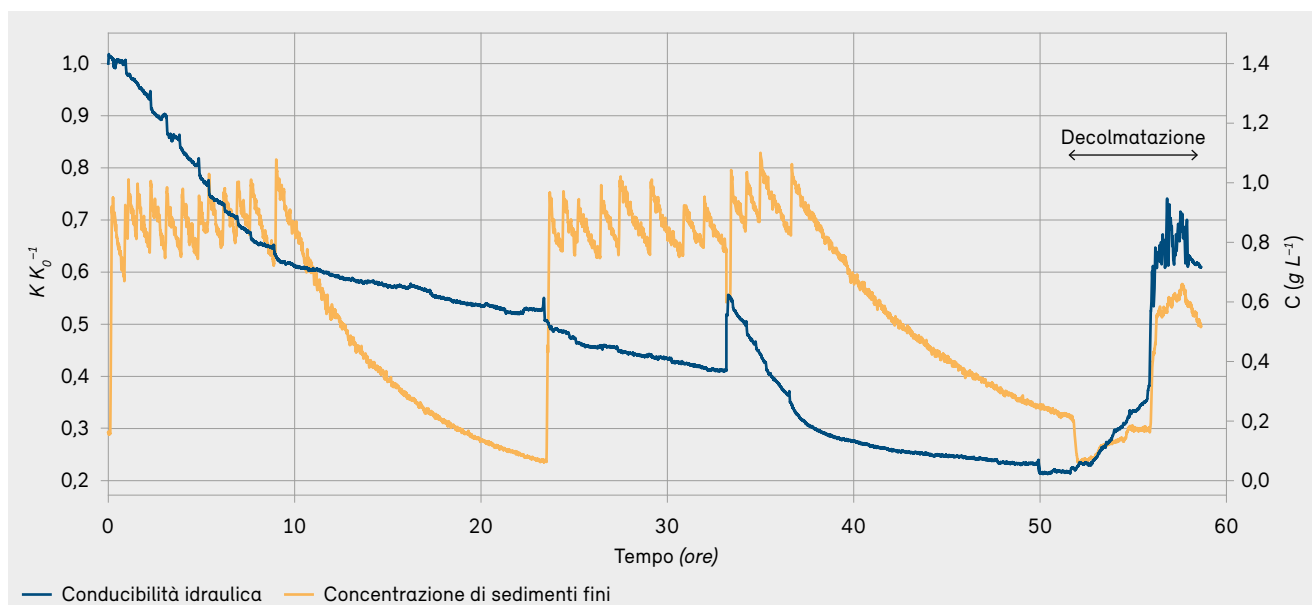
lungo l'intero tratto, poiché la maggior parte della massa in sospensione rimane solitamente al di sotto del 20 per cento della profondità della corrente. Questa velocità può essere stimata in base ai profili logaritmici tipici.

### 7.2.2 Conseguenze della costipazione

La colmatazione del substrato comporta la sua costipazione. La prima conseguenza è che lo sforzo necessario ai pesci per liberare il substrato dai sedimenti fini prima di deporre le uova aumenta notevolmente. Alla stessa stregua, per i macroinvertebrati è più difficile penetrare nella zona iporreica. La seconda conseguenza è che è meno probabile che si verifichi la decolmatazione. Questa controreazione negativa riduce la possibilità di mantenere gli alvei intasati naturalmente che seguono i cicli di piena. La ricerca ha tuttavia dimostrato che la bioturbazione può aumentare la mobilità dell'alveo, attraverso la rimozione dei sedimenti fini, e migliorare l'habitat per la riproduzione (Buxton 2018). Fornire aree adatte alle specie che contribuiscono alla bioturbazione, come i salmonidi e alcuni tipi di macroinvertebrati, potrebbe quindi contribuire a ridurre la colmatazione in futuro.

**Figura 45**

Conducibilità idraulica globale misurata ( $K K_0^{-1}$ , rispetto al valore iniziale) durante un ciclo di colmatazione-decolmatazione.  $K K_0^{-1}$  diminuisce più rapidamente in presenza di alte concentrazioni di sedimenti fini. Il picco intorno alle 33 ore è dovuto alla raccolta dei campioni. La decolmatazione accelera quando l'alveo inizia a essere mobilizzato



### 7.3 Cambiamenti e conseguenze indotti dall'uomo

Anche se la colmatazione è un processo naturale, i cambiamenti nell'uso del suolo e nelle infrastrutture modificano sensibilmente il flusso e il regime dei sedimenti nei corsi d'acqua, influenzando principalmente le concentrazioni di sedimenti fini e la mobilizzazione dell'alveo.

Molteplici fattori influenzano la concentrazione di sedimenti fini nei corsi d'acqua. I tempi e la durata delle concentrazioni periodicamente elevate di sedimenti fini influenzano direttamente il loro effetto sulla colmatazione. La concentrazione di sedimenti fini in fiumi come il Rodano, caratterizzato dalla presenza di molte centrali idroelettriche e dall'acqua di scioglimento dei ghiacciai, rimane a livelli medio-alti tutto l'anno. In questo caso, l'infiltrazione per lunghi periodi porta a una pronunciata colmatazione interna. Sono tuttavia necessarie ulteriori ricerche per capire l'effetto ciclico delle condizioni di flusso variabili e delle elevate concentrazioni di sedimenti fini combinate con le piene.

Nei bacini fluviali più naturali, concentrazioni medie o elevate di sedimenti fini nella corrente sono solitamente correlate a eventi di piena e la maggior parte del processo di colmatazione avviene nelle ore o nei giorni successivi a tali eventi. Nei corsi d'acqua con rapide e pozze, le condizioni dinamiche nonché la risalita e la discesa delle acque creano una distribuzione disomogenea dei sedimenti fini. La forma dinamica del corso d'acqua nel corso del tempo contribuisce al disintasamento di banchi precedentemente intasati e alla rigenerazione di habitat riproduttivi idonei.

I cambiamenti associati alle attività umane possono essere riassunti come segue:

- cambiamenti nell'uso del suolo, presenza di terreno aperto ed erosione dovuta all'agricoltura e all'edilizia: una maggiore colmatazione dovuta a concentrazioni più elevate di sedimenti fini può portare a uno strato intasato più costoso e difficile da rompere durante le piene naturali;
- cambiamenti climatici: le temperature più elevate, l'aumento di precipitazioni estreme e l'accelerazione dello scioglimento dei ghiacciai determinano un aumento della portata con alte concentrazioni di sedimenti fini;
- canalizzazione dei fiumi: condizioni di deflusso uniformi sono combinate con una bassa variazione delle dimensioni della ghiaia. Il tasso d'infiltrazione può variare lungo una sezione e tradursi in diversi gradi d'intasamento. In presenza di uno strato di armatura, l'alveo è raramente mobilizzato e rigenerato. Il trasporto di materiale solido di fondo o la rottura occasionale dello strato di armatura possono limitare la formazione di uno strato intasato vicino alla superficie del substrato, ma può formarsi uno strato intasato più profondo;
- portata regolata (deflussi residuali) nei corsi d'acqua a valle delle dighe, discontinuità dei sedimenti, riduzione della frequenza di piene e mobilizzazione dei sedimenti: l'ostruzione del trasporto dei sedimenti porta a un substrato più grossolano a causa del deficit di materiale solido di fondo e dell'erosione dell'alveo (Facchini 2017; cfr. anche cap. 6). Ciò porta alla formazione di uno strato di armatura grossolano che viene raramente rimobilizzato. La decolmatazione è quindi ostacolata. L'assenza di piene trasforma l'alveo in un bacino per i sedimenti fini. La colmatazione biochimica può potenziare questi effetti. Lo strato di armatura grossolano favorisce la cattura dei sedimenti fini, che si depositano sotto di esso, come osservato lungo la Sarine (FR). La portata regolata diminuisce il potenziale delle risposte morfogenetiche alle piene e di conseguenza le possibilità di decolmatazione;
- rilascio improvviso di una grande quantità di sedimenti fini (spurgo del bacino): grandi quantità di sedimenti fini si depositano sulla superficie e sugli strati superiori dell'alveo. È probabile che nelle pozze e nelle aree temporaneamente bagnate o a basso sforzo tangenziale si verifichi una colmatazione superficiale. Un risciacquo con acqua pulita può aiutare a recuperare una superficie dell'alveo non ancora colmatata, ma è necessario uno sforzo tangenziale sufficiente per liberare i sedimenti fini intrappolati nella zona iporreica;
- deflussi discontinui: anche in presenza di portate variabili, solitamente lo sforzo tangenziale sviluppato dagli impulsi di piena non è sufficiente per il disintasamento. Si può formare uno strato di armatura resistente alla portata ricorrente. C'è chi ipotizza che i deflussi discontinui portino a un maggiore intasamento (Schälchli, Abegg + Hunzinger 2002). Anche se sono necessarie ulteriori ricerche, uno studio recente (Hauer *et al.* 2019) ha tuttavia indicato che non sembra esistere una correlazione diretta tra l'infiltrazione di sedimenti fini e la variabilità della portata nei corsi d'acqua

interessati da deflussi discontinui. In tali corsi d'acqua esiste tuttavia spesso una differenza tra l'area permanentemente bagnata, senza colmatazione superficiale, e l'area temporaneamente bagnata, dove i sedimenti fini si accumulano e formano un sigillo. Ciò può essere dovuto all'erosione e al deposito sulle sponde a causa dell'alta frequenza degli impulsi di deflusso.

## 7.4 Conclusioni

La distribuzione granulometrica del substrato e l'interazione tra il substrato e le acque sotterranee hanno effetti significativi sulla colmatazione e sulla decolmatazione: la risalita delle acque profonde impedisce una colmatazione su larga scala. Le infrastrutture e le attività umane modificano il processo naturale e ciclico, soprattutto a causa dell'aumento delle concentrazioni di sedimenti fini nonché delle modifiche del regime di piena e del trasporto di sedimenti. Al posto del grado di colmatazione disomogeneo e localmente variabile

che si riscontra nei sistemi più naturali, i fiumi canalizzati con portate regolate sono soggetti a un maggiore intasamento di vaste aree, quasi senza nessuna decolmatazione stagionale. Per mantenere una buona connettività verticale, al fine di migliorare il successo della riproduzione dei pesci e le condizioni di habitat per i macroinvertebrati, è necessario che si verifichino eventi di decolmatazione almeno parziale su base annua. Il successo della decolmatazione della zona iporreica dipende fortemente da piene in grado di mobilizzare il substrato e rompere lo strato di armatura. Sono necessari corsi d'acqua più naturali, con un maggior numero di piene naturali (con conseguente decolmatazione) e un maggior trasporto naturale di sedimenti. Non vanno inoltre trascurati gli effetti negativi della colmatazione biochimica, soprattutto nei sistemi con acque più calde.

### Riquadro 10: Nella pratica – valutazione della colmatazione

*Tobias Meile, BG Ingénieurs Conseils SA*

Tra i principali obiettivi della politica svizzera di protezione delle acque figura quello di rivitalizzare i corsi d'acqua definendo lo spazio riservato alle acque, attuando misure di rivitalizzazione e riducendo i danni ecologici causati dallo sfruttamento idroelettrico. In questo contesto, due aiuti all'esecuzione descrivono metodi pratici per analizzare la colmatazione interna ed esterna (Tonolla *et al.* 2017).

Questi metodi di analisi sono stati applicati in diversi corsi d'acqua alpini e prealpini, ad esempio la Sarine, il Rodano, la Dranse de Ferret, la Dranse de Bagnes e il Matter Vispa. Il metodo di Schälchli, Abegg + Hunzinger (2002), che prevede la valutazione del grado di colmatazione (da nullo a molto elevato) utilizzando immagini comparative, è pratico e ampiamente utilizzato, ma è limitato alla parte temporaneamente bagnata del corso d'acqua. La valutazione dovrebbe essere svolta in condizioni di magra e di bel tempo. Il metodo elaborato da Guthruf (2014) (forza di estrazione di un'asta) e il

metodo dello stivale (forza necessaria per entrare nel substrato) (Schälchli, Abegg + Hunzinger 2002; Pulg *et al.* 2013) sono soluzioni alternative per valutare la colmatazione in aree bagnate. La loro applicabilità è tuttavia inadeguata nei torrenti alpini molto strutturati con pendenze elevate (> 1%). A causa del substrato relativamente grossolano e della potenziale presenza di armatura, vi è un elevato rischio di assegnare sempre la classe di colmatazione più alta, indipendentemente dall'effettivo grado di colmatazione interno.

Per ottenere risultati affidabili è necessario raccogliere tre o quattro campioni per sito, confrontare diversi metodi e analizzare i corsi d'acqua non influenzati dalle attività umane. I risultati vanno in seguito interpretati considerando le condizioni di base, come: (1) la colmatazione naturale, spesso presente nel caso di acque glaciali, (2) l'ultima piena che ha rimodellato l'alveo o rimosso lo strato di armatura, (3) eventi particolari come colate detritiche, frane e spurgo del bacino.

Occorre inoltre considerare le condizioni di sicurezza del lavoro nell'alveo, soprattutto a valle degli impianti idroelettrici. Una pianificazione accurata del lavoro è un fattore chiave per garantire valutazioni efficienti del sito.

## 8 Distribuzione granulometrica e ciclo vitale della trota fario

*Utilizzando la trota fario, un pesce dominante nella maggior parte dei corsi d'acqua svizzeri, come sistema di studio, il presente capitolo analizza l'influsso dell'età e del sesso sulla preferenza dell'habitat e la specificità locale delle caratteristiche del ciclo vitale, compresi la taglia delle femmine alla maturità e le caratteristiche giovanili. I risultati sottolineano l'importanza di considerare questi aspetti nelle strategie volte a mitigare l'impatto dei cambiamenti del substrato su specie importanti dal punto di vista ecologico ed economico nei corsi d'acqua svizzeri.*

**Kunio Takatsu, Marcel Michel, Darryl McLennan, Lucas Aerne e Jakob Brodersen**

### 8.1 Introduzione

Tra tutte le componenti ambientali che determinano la qualità dell'habitat per gli organismi, il substrato è particolarmente importante per la maggior parte degli animali che vivono negli ecosistemi fluviali, come i pesci, gli anfibi e gli insetti acquatici. Substrati di dimensioni adeguate offrono riparo nonché un habitat di riproduzione e vivaio di qualità e contribuiscono a sostenere una rete alimentare più dinamica e un'offerta abbondante di risorse alimentari (Brown 2003; Jonsson e Jonsson 2011). Ogni alterazione dei substrati fluviali può quindi avere un impatto sugli animali che vi dipendono. Oggi questa considerazione è particolarmente importante, poiché le alterazioni sono sempre più frequenti, in gran parte a causa di attività antropiche come la costruzione di impianti idroelettrici (Baxter 1977; Chen *et al.* 2015). Per stabilire in modo efficace come mitigare adeguatamente l'alterazione dei substrati fluviali è tuttavia indispensabile analizzare anche come i substrati fluviali possono influenzare le caratteristiche individuali degli organismi (p. es. i tassi di crescita, sviluppo e riproduzione) e la demografia complessiva delle popolazioni fluviali. Utilizzando come sistema di studio la trota fario (*Salmo trutta*) nei corsi d'acqua svizzeri, il presente capitolo illustra le relazioni tra la struttura del substrato e le caratteristiche delle popolazioni e degli organismi. Nei corsi d'acqua svizzeri, la trota fario rappresenta un eccellente sistema di studio per esaminare il legame tra la struttura del substrato e le caratteristiche del ciclo vitale per diverse ragioni. In primo luogo, la sua ampia distribuzione in Svizzera consente di studiare popolazioni provenienti da habitat con un'ampia gamma di strutture del substrato. Studiando come le caratteristiche del ciclo vitale variano tra le popolazioni è quindi possibile capire meglio

come la struttura del substrato può influenzare l'ecologia della trota fario. In particolare, la trota fario non solo è ampiamente distribuita in Svizzera, ma è anche la specie ittica dominante nella maggior parte dei corsi d'acqua. In base ai dati della collezione di riferimento di pesci di fiume svizzeri del Progetto Fiumi, condotto da Eawag nel 2013–2018, ad esempio, nel 69 per cento dei corsi d'acqua campionati in Svizzera (212 su 308 siti campionati) più della metà dei pesci catturati erano trote fario (Brodersen *et al.* 2023). La trota fario è inoltre riconosciuta come una specie importante dal punto di vista ecologico ed economico ( riquadro 11). Qualsiasi cambiamento nelle popolazioni di trota fario può quindi propagarsi in misura significativa sui membri della comunità fluviale. Per prevedere l'influsso dei cambiamenti del substrato, come la compensazione dei deficit di sabbia e ghiaia, sulle comunità dei corsi d'acqua svizzeri è quindi essenziale capire come la struttura del substrato può influenzare l'ecologia della trota fario. Questo capitolo presenta i risultati delle indagini condotte per esaminare come il substrato può influenzare le caratteristiche del ciclo vitale della trota, esaminando in particolare: (i) come la preferenza per l'habitat (substrato) varia a seconda dell'età e del sesso delle trote e (ii) come la taglia delle femmine alla maturità differisce a seconda della struttura del substrato.

### 8.2 Differenze nella preferenza del substrato in funzione dell'età e del sesso

La struttura del substrato può influenzare la distribuzione territoriale della trota fario, in parte perché questa specie dipende in larga misura dalle prede presenti sulle superfici del substrato e negli spazi interstiziali e anche perché è



una specie che depone le uova nel substrato (Armstrong *et al.* 2003; Jonsson e Jonsson 2011). In particolare, come la maggior parte delle specie animali (Werner e Gilliam 1984), gli individui di trota fario cambiano dieta durante il loro ciclo vitale (Jonsson e Jonsson 2011). Inoltre, le femmine scavano i nidi nel substrato per deporre le uova, mentre i maschi non sono coinvolti in questa attività (Jonsson e Jonsson 2011). È quindi ipotizzabile che la preferenza del substrato differisca a seconda dell'età e del sesso. Per le specie di salmonidi, compresa la trota fario, le differenze nella preferenza del substrato in funzione dell'età e del sesso sono ben documentate (Armstrong *et al.* 2003; Aas *et al.* 2011; Jonsson e Jonsson 2011). Utilizzando una popolazione di trote fario del torrente Latrejebach nel Cantone di Berna (46°37'18"N, 7°46'04"E; fig. 46), abbiamo esaminato se anche nella popolazione fluviale svizzera si osservano preferenze del substrato in funzione dell'età e del sesso simili a quelle documentate in studi precedenti (Aerne 2020). Abbiamo valutato la distribuzione territoriale della trota fario in questo piccolo corso d'acqua all'inizio di ottobre, poche settimane prima dell'inizio della riproduzione. Nello specifico, il tratto di campionamento aveva una lunghezza totale di 210 metri, suddivisa in 14 sottosezioni di 11,5–19 metri di lunghezza. In ogni sottosezione sono state misurate la densità di trote fario, le variabili ambientali abiotiche (profondità,

larghezza e velocità media della corrente, dimensione media dei ciottoli) nonché la densità di invertebrati preda. Sono poi stati analizzati i nessi tra la distribuzione territoriale delle trote, l'età, il sesso e le variabili ambientali abiotiche e biotiche.

Sono emerse ampie variazioni tra le sottosezioni sia nella densità delle trote fario sia nelle principali variabili ambientali. In particolare, la densità delle trote cambia con la dimensione media dei ciottoli, ma la relazione varia a seconda dello stadio vitale e del sesso, come prevedibile, anche se la maggior parte delle relazioni era solo marginalmente significativa a causa del numero ridotto di repliche (fig. 47). Nello specifico, la densità totale di trote fario diminuisce con l'aumento della dimensione media dei ciottoli (fig. 47a). I risultati suggeriscono tuttavia che questa relazione generale può variare a seconda della struttura degli stadi vitali e del rapporto tra i sessi della popolazione. In primo luogo, la densità totale degli adulti diminuisce con l'aumento della dimensione media dei ciottoli (fig. 47b) e questa relazione negativa è più forte nelle femmine adulte che nei maschi adulti (fig. 47c, d). Ulteriori analisi hanno dimostrato che la forte relazione negativa tra la densità delle femmine adulte e la dimensione media dei ciottoli è determinata in parte dalla preferenza delle femmine per le sottosezioni fluviali con una maggiore percentuale di substrato teoricamente adatto alla deposizione delle uova

#### Figura 46

Fotografia del sito di studio nel torrente Latrejebach (BE).

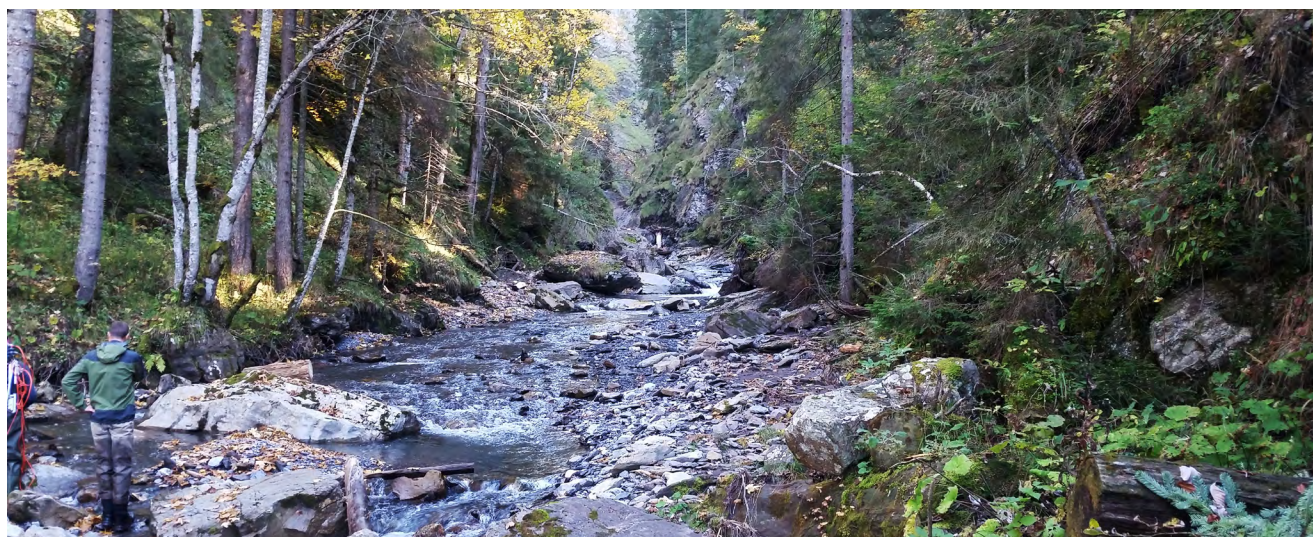
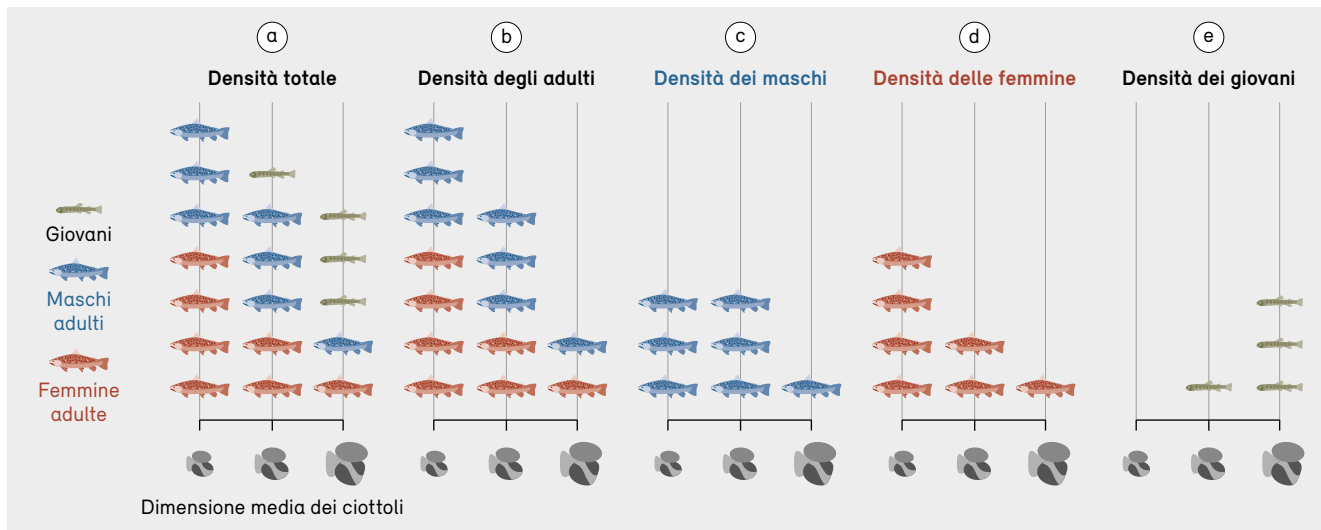


Foto: K. Takatsu

Figura 47

Relazioni tra la dimensione media dei ciottoli e la densità totale (a), degli adulti (b), dei maschi adulti (c), delle femmine adulte (d) e dei giovani di trota fario (e) nel torrente Latrejebach.



Fonte dei dati: Aerne (2020)

(< 10 % della lunghezza del corpo delle femmine; Kondolf e Wolman 1993). Al contrario, la densità di individui giovani cresce con l'aumentare della dimensione media dei ciottoli (fig. 47e). Ulteriori analisi hanno rivelato che questa relazione positiva è parzialmente dovuta alla preferenza dei giovani per le sottosezioni fluviali con una maggiore abbondanza dei loro alimenti. Questi risultati sono generalmente corrispondenti a quelli di studi precedenti sull'influsso dell'età e del sesso nella preferenza dell'habitat della trota fario e di altre specie di salmonidi (Armstrong *et al.* 2003), il che dimostra l'importanza di mantenere l'eterogeneità spaziale degli habitat (substrati) all'interno dei corsi d'acqua per conservare le popolazioni ittiche nel complesso.

### 8.3 Nesso tra la taglia delle femmine alla maturità e la struttura del substrato

Come evidenziato dallo studio sulla trota fario nel torrente Latrejebach descritto in precedenza (fig. 47), le femmine adulte prediligono gli habitat con substrato adatto alla deposizione delle uova, il che è in parte determinato dalla taglia del corpo delle femmine (Kondolf e Wolman 1993). È presumibile che la preferenza delle femmine per l'habitat sia stata acquisita e mantenuta, probabilmente

perché l'occupazione di un habitat con substrato adatto alla deposizione delle uova può influenzare fortemente il successo riproduttivo. Oltre alla variabilità all'interno dei corsi d'acqua, esiste una grande variabilità nella struttura del substrato tra i corsi d'acqua montani svizzeri (fig. 48a). Ad esempio, in 120 corsi d'acqua in cui sono presenti trote fario (collezione di riferimento del Progetto Fiumi), la maggior dimensione media dei ciottoli era circa 1,7 volte superiore alla minor dimensione media dei ciottoli (fig. 48a). È quindi ipotizzabile che nei fiumi con una dimensione media dei ciottoli maggiore le femmine maturino a una taglia maggiore (Riebe *et al.* 2014). L'analisi del nesso tra la taglia delle femmine al momento della maturazione e la struttura locale del substrato può fornire preziose conoscenze per mettere a punto strategie per mitigare i possibili effetti dannosi delle alterazioni del substrato sulla trota fario, come l'aggiunta di ciottoli fini o grossolani. In questo studio, durante l'indagine del Progetto Fiumi abbiamo valutato le dimensioni e lo stato di maturità di 562 femmine di trota fario nei 120 fiumi della Svizzera (fig. 48), analizzando in particolare il nesso tra la dimensione media dei ciottoli e la taglia delle femmine alla maturità.

In generale, le femmine più grandi tendono a essere classificate come mature indipendentemente dal loro bacino di

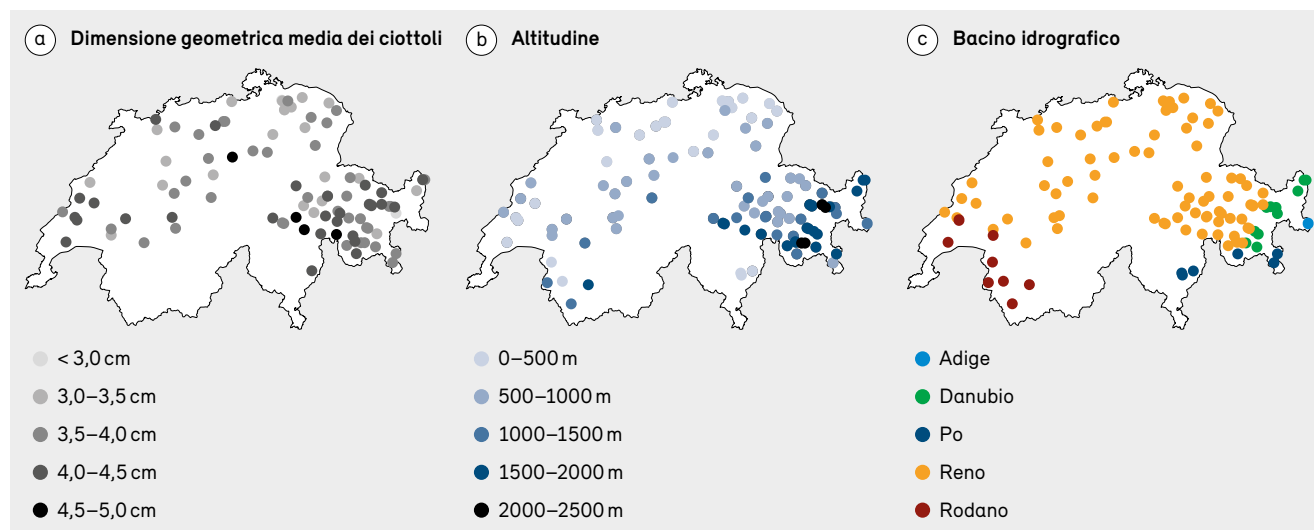
origine. Vi sono tuttavia differenze nello stato di maturità anche tra le femmine della stessa taglia. Supponiamo che una femmina di dimensioni maggiori alla maturità sia avvantaggiata in un fiume con un substrato più spesso. A parità di taglia, ci aspetteremmo che le trote originarie di un fiume con una dimensione media dei ciottoli maggiore non siano classificate come mature, mentre quelle originarie di un fiume con una dimensione media dei ciottoli minore lo siano. Non abbiamo invece rilevato alcuna relazione significativa tra la dimensione media dei ciottoli e lo stato di maturità delle femmine. Al contrario, abbiamo riscontrato che lo stato di maturità delle femmine varia con l'altitudine del sito di rilevazione e tra i bacini idrografici svizzeri (Adige, Danubio, Po, Reno e Rodano; fig. 49). In primo luogo, a parità di taglia, le femmine ad alta quota sono classificate come mature più spesso rispetto a quelle a quote più basse, il che significa che le femmine ad alta quota presentano una taglia inferiore al momento della maturità rispetto a quelle a quote più basse (fig. 49a). In secondo luogo, a parità di taglia e di altitudine, la probabilità che una trota femmina sia classificata come matura varia tra i vari bacini idrografici: Po > Reno > Adige > Rodano > Danubio. La taglia delle femmine a maturità è quindi maggiore nel bacino del Danubio e minore in quello del Po (fig. 49b).

È interessante notare che non solo la taglia delle femmine alla maturità, ma anche le caratteristiche della fase iniziale del ciclo vitale della trota fario, i giorni fino all'emersione, e la taglia del corpo all'emersione dal nido di ghiaia differiscono con l'altitudine del sito di rilevamento. In un altro studio, abbiamo allevato embrioni di trota fario provenienti da 14 popolazioni di diverse altitudini di tre bacini idrografici svizzeri (Danubio, Po, Reno) nel Cantone dei Grigioni. Sebbene gli embrioni siano stati tenuti nello stesso ambiente di allevamento (approccio a «giardino comune», dall'inglese esperimento *common garden*), per le trote di alta quota il periodo fino all'emersione è stato più breve e la taglia del corpo è risultata inferiore rispetto a quelle di bassa quota (fig. 50). Queste differenze lungo il gradiente di altitudine sono in parte dovute alle minori dimensioni delle uova delle trote di alta quota (fig. 51).

Questi risultati sulle trote adulte e giovani indicano che i fattori ambientali che variano lungo un gradiente di altitudine, come la temperatura dell'acqua, la densità di conspecifici, la densità di predatori e prede e la composizione delle specie, potrebbero essere un fattore critico nel modellare il ciclo vitale della trota fario. Sarebbe interessante analizzare il significato adattativo di una taglia inferiore delle femmine alla maturità e di un'emersione più

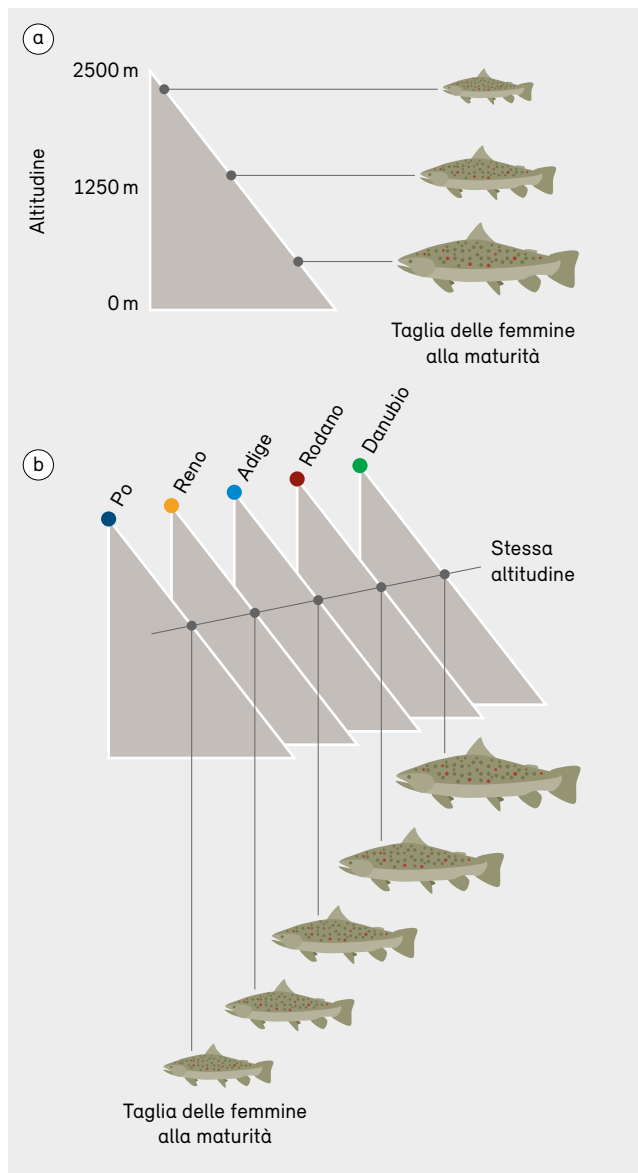
#### Figura 48

Carte di 120 siti di studio in corsi d'acqua svizzeri. Variazione della dimensione media geometrica dei ciottoli (a), dell'altitudine (b) e dei bacini idrografici (c). La dimensione geometrica media dei ciottoli ( $dg$ ) è stata calcolata utilizzando la seguente equazione:  $dg = (D84) * (D16)^{0.5}$  (Kondolf e Wolman 1993), dove  $D16$  e  $D84$  sono i diametri del substrato al 16° e 84° percentile.



**Figura 49**

(a) Relazione tra l'altitudine e la taglia delle femmine di trota fario alla maturità. (b) Differenze nella taglia delle femmine alla maturità in funzione del bacino idrografico.



Fonte dei dati: Progetto Fiumi e Eawag

precoce con dimensioni corporee inferiori nei fiumi ad alta quota, individuare i fattori ambientali chiave che determinano la variazione delle caratteristiche lungo il gradiente di altitudine come pure esplorare i meccanismi che spiegano le specificità del bacino idrografico nelle caratteristiche del ciclo vitale della trota fario. Vale la pena ricordare che le attività di ripopolamento intensivo con diversi milioni di trote allevate in cattività potrebbero avere alterato le relazioni tra altitudine, bacino idrografico, struttura del substrato e caratteristiche del ciclo vitale della trota nel nostro studio (ma cfr. Keller *et al.* 2011, 2012). Sarebbe quindi utile esaminare anche come la storia del ripopolamento influenzi la taglia delle femmine alla maturità e le caratteristiche giovanili.

Considerando l'importanza della taglia del corpo delle femmine nel determinare la loro preferenza per il substrato (Kondolf e Wolman 1993), è presumibile che la variazione osservata nella taglia delle femmine alla maturità sia legata alla loro preferenza del substrato. Siccome per le trote di alta quota la taglia delle femmine alla maturità è inferiore rispetto a quelle di bassa quota (fig. 49a), ci si aspetterebbe ad esempio che le femmine di alta quota mostrino una maggiore preferenza per i substrati più piccoli. Alla stessa stregua, siccome la taglia alla maturità delle femmine provenienti dal bacino del Po è la più piccola tra i bacini idrografici svizzeri (fig. 49b), ci si aspetterebbe che le femmine originarie del Po mostrino una maggiore preferenza per i substrati più piccoli. Potrebbe quindi essere importante prendere in considerazione la specificità all'altitudine ed al bacino idrografico quando si mettono a punto strategie di modifica del substrato a favore della trota fario. Nei siti ad alta quota e nel bacino idrografico del Po, la dimensione dei ciottoli fini utilizzati per la compensazione del substrato per migliorare l'habitat riproduttivo dovrebbe ad esempio essere minore rispetto ai siti a bassa quota e agli altri bacini idrografici.

## 8.4 Implicazioni per le strategie di sostegno delle popolazioni di trote e di miglioramento dei loro habitat

Questo capitolo presenta i risultati di indagini che mostrano: (i) differenze dipendenti dall'età e dal sesso nella preferenza per il substrato (fig. 47) e (ii) nessun chiaro nesso tra la taglia delle femmine alla maturità e la struttura del substrato, ma

invece variazioni nella taglia delle femmine alla maturità tra i bacini idrografici e lungo il gradiente di altitudine (fig. 49). I primi risultati sottolineano l'importanza di mantenere l'eterogeneità dei substrati all'interno dei corsi d'acqua per conservare le specie ittiche importanti. Considerando la preferenza delle femmine per i substrati adatti alla deposizione delle uova e la dipendenza della taglia delle femmine dalla preferenza per il substrato (Kondolf e Wolman 1993; Riebe *et al.* 2014), i secondi risultati suggeriscono che la preferenza delle femmine per il substrato varia a seconda del bacino idrografico e dell'altitudine. Il bacino idrografico e l'altitudine dovrebbero quindi essere presi in considerazione quando si mettono a punto strategie per ripristinare l'habitat riproduttivo della trota fario. Se ad esempio un aumento dell'eterogeneità dei substrati potrebbe migliorare la qualità dell'habitat per la trota fario in generale, nel bacino idrografico del Po dovrebbero essere create sezioni con ciottoli relativamente piccoli, vista la minore taglia alla maturità delle femmine ivi provenienti (fig. 49). Nel nostro studio non abbiamo tuttavia esaminato direttamente come le differenze nella taglia delle femmine alla maturità tra i bacini idrografici e tra le popolazioni a diverse altitudini siano legate alla preferenza del substrato da parte delle femmine. Un prossimo passo importante sarebbe pertanto quello di studiare la variazione della preferenza per il substrato tra i vari bacini idrografici e le varie altitudini. Sono inoltre necessari studi sul nesso tra

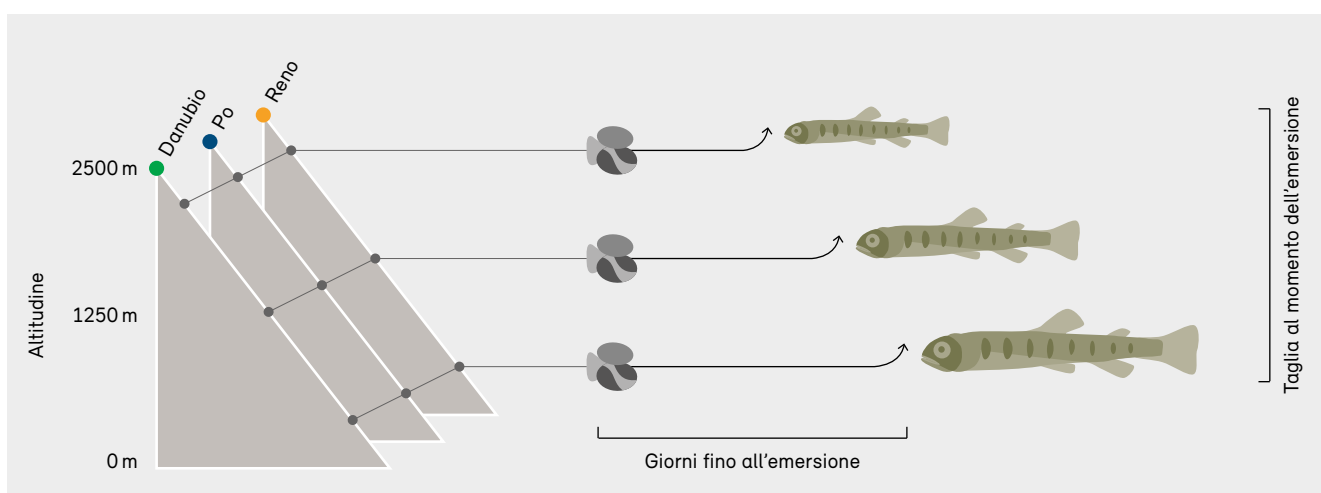
il substrato e l'ecologia di altre specie ittiche, in particolare quelle che vivono nei fiumi a corrente lenta (p. es. i cavedani, i barbi, i cobiti barbatelli e i gobioni), per capire meglio l'impatto delle alterazioni del substrato sulla comunità ittica dei corsi d'acqua svizzeri.

Il nostro studio fornisce inoltre spunti per la gestione della pesca della trota (riquadro 11). La taglia delle femmine alla maturità varia tra i bacini idrografici e tra le popolazioni di diverse altitudini (fig. 49). Alla stessa stregua, i tempi e la taglia all'emersione dal nido differiscono tra le popolazioni di diverse altitudini (fig. 50). Supponiamo che la variazione delle caratteristiche del ciclo vitale tra i bacini idrografici e tra le altitudini sia stata plasmata e mantenuta dalla selezione naturale associata alle variabili ambientali che variano tra i bacini idrografici e lungo il gradiente di altitudine. L'attuazione di strategie uniformi di gestione della pesca in tutti i corsi d'acqua, compresi i regolamenti sulle dimensioni del prelievo e le strategie di ripopolamento, potrebbe avere conseguenze diverse per le popolazioni di trota locali, a seconda del bacino idrografico e dell'altitudine.

Sebbene siano state riconosciute strategie di gestione della pesca che tengono conto delle specificità locali del ciclo vitale delle trote, le cosiddette strategie di «gestione

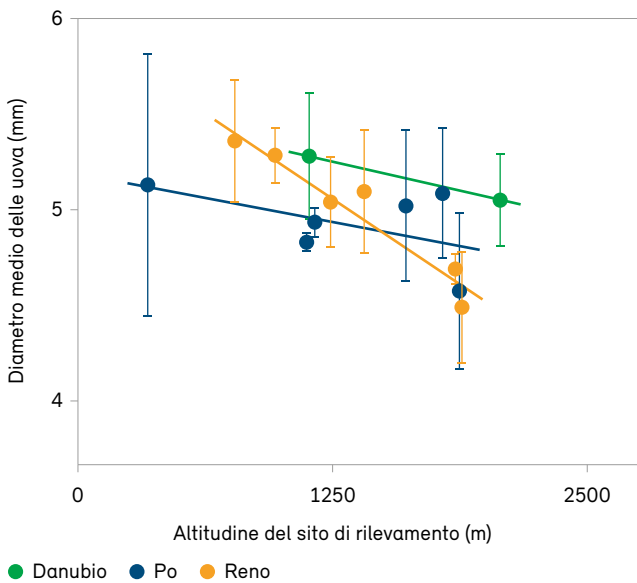
**Figura 50**

Relazioni tra l'altitudine del sito di rilevamento, il bacino idrografico, i giorni fino all'emersione e la taglia al momento dell'emersione dal nido di ghiaia. Independentemente dal bacino idrografico, in genere le trote fario di alta quota emergono dal nido di ghiaia prima e con una taglia inferiore.



**Figura 51**

Relazioni tra il bacino idrografico, l'altitudine del sito di rilevamento e il diametro medio delle uova di 14 popolazioni di trota fario nel Cantone dei Grigioni. Le barre di errore indicano la deviazione standard.



Fonte dei dati: Eawag

della pesca su piccola scala», la loro attuazione è spesso complessa, come descritto nel riquadro 11. Sono necessari ulteriori studi sull'ecologia della trota fario svizzera per elaborare strategie attuabili di gestione della pesca. Un'analisi della variazione delle dimensioni delle uova nei corsi d'acqua svizzeri (p. es. fig. 51) potrebbe ad esempio fornire informazioni utili per migliorare le strategie di ripopolamento, dal momento che la dimensione delle uova è un fattore chiave che determina le caratteristiche della fase iniziale del ciclo vitale della trota e, in ultima analisi, la crescita e la sopravvivenza negli stadi successivi della vita (Einum e Fleming 1999). Supponiamo che la variazione delle dimensioni delle uova tra i bacini idrografici e le altitudini osservate per la trota fario svizzera (fig. 51) sia stata plasmata e mantenuta dalla selezione naturale nei primi stadi di vita. I responsabili della gestione della pesca potrebbero immettere nel mercato novellame proveniente da uova di dimensioni simili a quelle osservate nella popolazione naturale di un sito di ripopolamento importante e proveniente dalla stessa unità di gestione (si presume che gli individui all'interno della stessa unità siano geneticamente più simili di quelli di unità diverse). I caratteri fenotipici dei giovani ripopolati sarebbero quindi adatti a quel sito e i loro caratteri genetici simili a quelli osservati in natura. Anche senza modifiche dell'attuale unità di gestione relativamente grossolana (riquadro 11), i gestori della pesca potrebbero quindi integrare efficacemente le trote tenendo conto della specificità genetica locale. La raccolta di queste conoscenze sull'ecologia di base della trota fario svizzera potrebbe aiutare a definire strategie di gestione per questa specie ittica ecologicamente ed economicamente importante, tenendo conto della fattibilità e dell'integrità genetica.

### **Riquadro 11: Nella pratica – la sfida della gestione della pesca su piccola scala**

*Marcel Michel, Ufficio per la caccia e la pesca, Canton Grigioni*

Circa un terzo delle catture di trote fario nei corsi d'acqua svizzeri avviene nel Cantone dei Grigioni. La pesca sportiva riveste quindi una grande importanza nei Grigioni. Negli ultimi 160 anni, il Cantone è stato l'unico detentore dei diritti di pesca e responsabile della gestione della pesca. Per un intero secolo, le caratteristiche specifiche dei corsi d'acqua sono state prese in considerazione solo marginalmente nella gestione della pesca. Le norme sulla cattura erano poco differenziate e le linee guida per la gestione erano orientate all'espansione. Più che sulle considerazioni locali e specifiche del corso d'acqua, la gestione della pesca era basata sulla funzione della trota fario come prodotto utilizzabile.

In base ai risultati del presente studio, la strategia di gestione della pesca attuata in passato dalle amministrazioni cantonali dovrebbe essere definita fallimentare. Se tuttavia si tiene conto della degenerazione dell'habitat fluviale, del numero crescente di pescatori e della mancanza di conoscenze sull'integrità genetica nello stesso periodo, le decisioni prese all'epoca sono comprensibili. E dove si colloca oggi il Cantone dei Grigioni in termini di definizione degli obiettivi per la gestione della pesca? I limiti restano le cattive condizioni dei corsi d'acqua e l'elevata domanda di utilizzazione da parte della pesca.

Negli ultimi 20 anni, le scoperte scientifiche e l'esperienza diretta hanno portato a un nuovo approccio nella gestione della pesca. Sono stati riconosciuti i limiti e gli effetti negativi di una gestione «disordinata» della trota fario nonché il problema della scarsa differenziazione dei limiti di cattura. Il principio della «gestione della pesca su piccola scala» è stato accettato, ma pone notevoli sfide ai responsabili. La valutazione della taglia delle trote fario al momento della maturità sessuale è stata ad esempio possibile solo per 50 sezioni del torrente, all'interno di un inventario di 1600 chilometri di corsi d'acqua e circa 2500 metri di altitudine. Le limitazioni in termini di tempo, logistica e finanziamenti hanno limitato il grado di dettaglio con cui è stato possibile definire i limiti di cattura specifici per ogni corso d'acqua. Sulla

base di queste indagini, sono state definite sei taglie minime di cattura o finestre di cattura per circa 450 sezioni fluviali, a seconda dell'altitudine, delle dimensioni del corso d'acqua e della pressione della pesca. I risultati dello studio relativi all'adattamento locale della taglia delle femmine di trota fario al momento della maturità sessuale dovrebbero quindi avere un peso maggiore nelle strategie di gestione.

È particolarmente difficile considerare in modo coerente gli aspetti a livello locale nella gestione della trota fario. Fino a pochi anni fa, le unità di gestione erano mantenute ampie e si basavano su otto bacini idrografici principali. A medio termine, il Cantone dei Grigioni intende delimitare 19 unità di gestione. Per soddisfare il piano di ripopolamento regionale, il materiale riproduttivo di trota fario proveniente da una determinata unità di gestione deve essere utilizzato solo all'interno di tale unità di gestione. Lo stesso vale per i discendenti di qualsiasi ceppo parentale. La suddivisione in 19 unità di gestione pone grandi sfide logistiche ai sette incubatoi del Cantone dei Grigioni. In un determinato incubatoio, i pesci utilizzati per il ripopolamento e anche i ceppi madre di fino a sei unità di gestione devono ad esempio essere tenuti rigorosamente separati. Il Cantone è consapevole del fatto che all'interno delle 19 unità di gestione vi è un'ampia gamma di corsi d'acqua in termini di altitudine, ma un ulteriore affinamento delle unità di gestione in fasce altimetriche non è attualmente possibile. Se tuttavia l'altitudine è il principale fattore di adattamento locale, più che l'unità geografica, vale la pena considerare la possibilità di suddividere le unità di gestione in intervalli altimetrici interregionali piuttosto che in regioni (sotto-bacini idrografici).

Infine, e soprattutto, la soglia per i requisiti di ripopolamento deve essere ulteriormente perfezionata. In particolare, il ripopolamento dovrebbe essere applicato solo quando si può dimostrare che la riproduzione naturale non è in grado di fornire un contributo sufficiente a un ceppo di trote utilizzabile. Il Cantone ha un mandato legale, che include la garanzia di un uso sostenibile. Un ripopolamento ittico corretto e regolamenti di cattura specifici per i fiumi restano una componente importante della moderna gestione della pesca.

## 9 Continuità dei sedimenti e relative misure di apporto

*Un trasporto di sedimenti compromesso può avere numerosi effetti negativi sull'eco-morfodinamica dei paesaggi fluviali. Se ben progettate, le misure di apporto dei sedimenti rappresentano un approccio di mitigazione promettente a vari livelli. Il presente capitolo si concentra sugli esperimenti condotti per studiare l'influenza dell'incremento dei sedimenti sulle strutture morfologiche dell'alveo e la persistenza delle forme emergenti dell'alveo. Include anche informazioni sui criteri di progettazione e sui metodi di valutazione dei risultati.*

**Christian Mörtl, Robin Schroff e Giovanni De Cesare**

### 9.1 Interruzione della continuità dei sedimenti

Dalla sorgente alla foce, lungo il loro corso i fiumi trasportano sedimenti. Se esistono fonti naturali di sedimenti e la portata indisturbata varia con gli eventi di piena e le stagioni, un processo continuo di erosione e deposito plasma il tracciato e la morfologia dell'alveo. Questa dinamica naturale è fondamentale per la diversità degli habitat fluviali (UFAM 2017a).

Nei fiumi corretti, il regime sedimentario naturale è spesso perturbato da: (i) un regime di portata alterato, (ii) una maggiore capacità di trasporto derivante dalla canalizzazione o (iii) una disponibilità ridotta di materiale solido di fondo. Un regime di portata alterato, dovuto principalmente alla correzione del deflusso per la produzione di energia (deflussi residuali e discontinui) o la protezione contro le piene, riduce le portate di picco necessarie per i principali eventi di mobilizzazione del materiale solido di fondo. La canalizzazione, nell'ambito della rettifica storica dei fiumi, aumenta la capacità di trasporto e causa l'incisione dell'alveo e il progressivo appiattimento della pendenza del canale. La disponibilità di materiale solido di fondo può essere ridotta dalla protezione degli argini o dall'estrazione di sedimenti alluvionali. La continuità longitudinale del trasporto dei sedimenti può essere interrotta da trappole per sedimenti o opere idrauliche, come le centrali ad acqua fluente e le dighe con grandi bacini, portando a una completa scomparsa del materiale solido di fondo nel tratto a valle.

Siccome la mitigazione degli effetti negativi dell'energia idroelettrica sul bilancio del materiale solido di fondo ha svolto un ruolo chiave nella revisione del 2009 della legislazione svizzera sulle acque (art. 43a della legge federale

sulla protezione delle acque, LPAC, 1991), questa prima parte si concentra sull'impatto dei bacini artificiali sulla continuità dei sedimenti.

#### 9.1.1 Impatto dei bacini artificiali

L'interruzione della continuità dei sedimenti causata dai bacini artificiali può avere effetti diretti e indiretti a monte, a valle e sul bacino stesso (fig. 52). All'ingresso a monte dei grandi bacini, il materiale di fondo si accumula a causa della riduzione della velocità della corrente. Questo può portare all'innalzamento dell'alveo e, in alcuni casi, a un aumento del rischio di piene. All'interno dei grandi bacini, i sedimenti fini in sospensione vengono trasportati più vicino alla diga, per poi depositarsi lentamente e portare al progressivo riempimento del bacino. La sedimentazione dei bacini minaccia l'uso sostenibile della forza idrica (Schleiss *et al.* 2010), ad esempio riducendo la capacità di stoccaggio o bloccando le uscite. A valle dei grandi bacini, il deficit di materiale solido di fondo, combinato con un regime di deflusso innaturale, può portare al degrado dell'eco-morfodinamica del tratto iniziale. In condizioni di portata costantemente bassa, le frazioni granulari più piccole dell'alveo si erodono, lasciando dietro di loro uno strato di sedimenti grossolani e immobili (strato di armatura; Kondolf 1997). Con il tempo, i sedimenti fini in sospensione si depositano nello spazio interstiziale aperto, dando luogo a un intasamento del letto, la cosiddetta colmatazione (cfr. cap. 7 e 8). La colmatazione e l'armatura riducono l'habitat riproduttivo per i pesci che depongono le uova nella ghiaia, degradano l'habitat dei macroinvertebrati e compromettono il flusso iporreico (Schälchli 1992). In presenza di portate elevate, lo strato di armatura può rompersi e rilasciare sedimenti fini dallo



**Figura 52**

Problemi legati ai sedimenti nei corsi d'acqua regolati per quanto riguarda la discontinuità e i cambiamenti morfologici. Discontinuità dei sedimenti: (1) accumulo di sedimenti, (2) deposito di sedimenti grossolani, (3) deposito di sedimenti fini, (4) deposito di materiale organico, (6) deficit di materiale solido di fondo e (9) eccesso di sedimenti fini in sospensione. Cambiamenti morfologici: (1) innalzamento dell'alveo, (5) sedimentazione del bacino, (6) sviluppo di un'armatura statica nell'alveo, (7) incisione dell'alveo, (8) perdita di dinamica morfologica e (9) colmatazione degli spazi interstiziali.

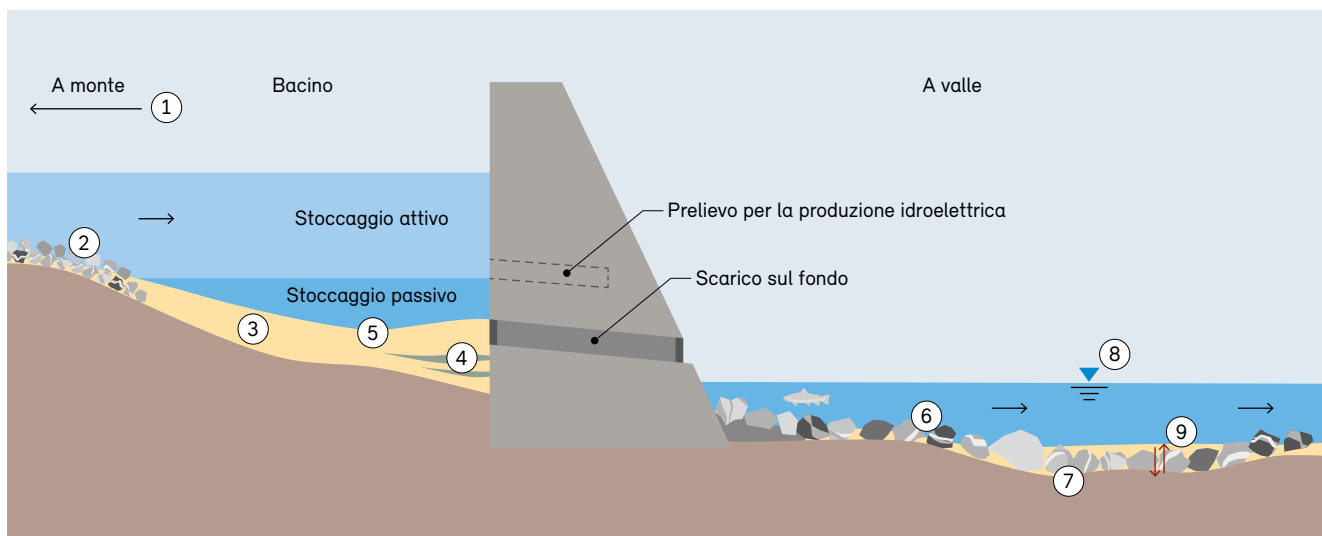


Figura adattata da Mörtl *et al.* (2020)

strato subsuperficiale. Con un deficit di materiale solido di fondo, l'alveo rischia l'erosione permanente (incisione dell'alveo). A lungo termine, la riduzione della dinamica idromorfologica porta a un impoverimento dello spazio per gli habitat acquatici e ripari.

## 9.2 Misure di apporto di sedimenti

### 9.2.1 Descrizione e applicazione

L'apporto di sedimenti designa l'aggiunta artificiale di sedimenti a un corso d'acqua. Le misure di apporto di sedimenti includono il riporto diretto di sedimenti sotto forma di argini artificiali o altre strutture morfologiche all'interno del corso d'acqua. Un'altra opzione è l'aggiunta di sedimenti a monte, attraverso la creazione di depositi erodibili all'interno del canale o lungo le rive, progettati per essere mobilizzati durante gli eventi di piena. Invece di un riporto *in situ*, i sedimenti possono anche essere forniti in modo continuo durante una piena, ad esempio con l'aiuto di un nastro trasportatore o di uno scivolo naturale. L'apporto dei sedimenti può avvenire anche

indirettamente, attraverso l'erosione indotta delle rive, ad esempio con strutture di guida o la rimozione di protezioni spondali.

### 9.2.2 Quadro giuridico

Nella legislazione svizzera, il risanamento dei corsi d'acqua si suddivide in rivitalizzazione, mitigazione dei deflussi discontinui e risanamento dei deflussi residuali. La rivitalizzazione mira a ripristinare le funzioni naturali, contrastando gli interventi diretti dell'uomo sulla morfologia dei canali mediante opere edilizie. La mitigazione dei deflussi discontinui prevede il ripristino della connettività longitudinale per la migrazione dei pesci, la mitigazione dei flussi discontinui e il risanamento del regime sedimentario perturbato.

Se non è fattibile né proporzionato ripristinare la continuità dei sedimenti per una struttura esistente, si possono attuare misure di apporto di sedimenti per risanare il regime sedimentario a valle (Schälchli e Kirchofer 2012). L'apporto di sedimenti può avvenire anche nel contesto di progetti di rivitalizzazione: può far parte della misura

di rivitalizzazione stessa (p. es. creazione di habitat per la riproduzione, arricchimento della diversità strutturale), migliorare l'efficacia di una misura di rivitalizzazione (p. es. l'allargamento dinamico del corso d'acqua) o mitigare gli effetti secondari di una misura di rivitalizzazione (deficit di materiale solido di fondo a valle causato dai lavori di allargamento del corso d'acqua).

### 9.2.3 Raccomandazioni specifiche per la progettazione

I principali obiettivi dell'apporto di sedimenti sono tutti legati al miglioramento dell'eco-morfodinamica a diversi livelli territoriali e temporali (Mörtl e De Cesare 2021; fig. 53). L'obiettivo del ripristino del bilancio in materiale solido di fondo, ad esempio, è di ristabilire il trasporto naturale del materiale solido di fondo, con conseguente miglioramento delle strutture e delle dinamiche morfologiche in qualsiasi punto del fiume in cui le condizioni sono favorevoli. L'apporto di sedimenti va dunque progettato per migliorare l'eco-morfodinamica a lungo termine a livello di rivitalizzazione. Con i regimi di piena ecologici e uno spazio riservato alle acque sufficiente, crea le condizioni per un'evoluzione naturale verso uno stato di riferimento sostenibile. Una misura di apporto incentrata sul ripristino dell'habitat riproduttivo può produrre effetti positivi locali

a breve termine. Questa misura può essere applicata in sezioni fluviali con restrizioni idromorfologiche, come i tratti con deflussi residuali, ma gli effetti positivi potrebbero essere meno persistenti.

#### *Ripristino del bilancio del materiale solido di fondo*

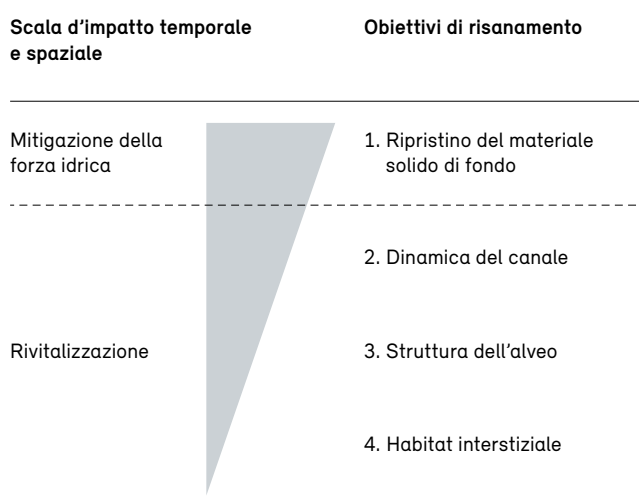
L'apporto di sedimenti per ripristinare il bilancio del materiale solido di fondo è solitamente attuato a monte di un tratto fluviale lungo e continuo con un potenziale ecologico significativo e processi idromorfologici sufficientemente forti per garantire un trasporto continuo di materiale solido di fondo. La distribuzione granulometrica e il volume di progetto devono corrispondere al materiale e al deficit di materiale solido di fondo (volume di trasporto richiesto) (Schälchli e Kirchhofer 2012). Il materiale può provenire da trappole per il materiale solido di fondo, bacini o cave di ghiaia, ma non dovrebbe avere un contenuto elevato (> 12–14 %) di sedimenti più piccoli della ghiaia fine o del materiale organico, per evitare un'elevata torbidità e la colmatazione dei tratti a valle (Kondolf 2000). I depositi erodibili abbinati alla mobilizzazione delle piene si sono dimostrati un metodo efficiente dal punto di vista dei costi (UFAM 2017a). Un importante criterio di riporto per una mobilizzazione efficiente è la morfologia del canale, che influenza parametri idraulici come la capacità di trasporto, le condizioni di portata e la curva di rigurgito. Tuttavia, altri criteri, come la protezione contro le piene, le infrastrutture e l'accessibilità, potrebbero imporre ulteriori restrizioni (UFAM 2017a). Il periodo scelto dovrebbe trovarsi al di fuori del periodo di riproduzione e, idealmente, prima del picco di deflusso stagionale. Nei casi in cui il trasporto dei sedimenti è disturbato da decenni e a seconda del rapporto tra il volume fornito e il deficit annuale di materiale solido di fondo potrebbe essere necessaria una ripetizione annuale della misura. Anche le restrizioni territoriali relative all'apporto di sedimenti possono rendere la ripetizione ogni 2–3 anni un'alternativa efficiente dal punto di vista dei costi.

#### *Promozione della dinamica del canale*

Con un'innalzamento sufficiente nel canale attivo, i tassi di apporto di sedimenti possono diventare un fattore trainante per la mobilità laterale (Rachelly *et al.* 2018). L'apporto di sedimenti può quindi essere utilizzato per promuovere la morfodinamica del canale, ad esempio nei progetti di allargamento dinamico del canale. Quando al corso d'acqua viene concesso spazio sufficiente, ad esempio

**Figura 53**

*Obiettivi di risanamento delle misure di apporto di sedimenti a diverse scale di impatto temporale e territoriale.*



rimuovendo la protezione delle rive, l'apporto di sedimenti artificiali può aumentare i tassi di erosione delle rive e quindi migliorare la connettività laterale. I sedimenti forniti possono essere composti da una miscela di sedimenti naturali. Per innescare i processi idromorfologici necessari per una dinamica significativa del canale occorrono eventi di portata massima.

#### *Miglioramento della struttura dell'alveo*

La struttura longitudinale dell'alveo nei corsi d'acqua naturali di ghiaia dell'Altopiano svizzero è caratterizzata da una sequenza di pozze, acque lente e rapide. Dove il trasporto del materiale solido di fondo e la dinamica del canale sono fortemente compromessi, ad esempio nelle sezioni con deflussi residuali, l'incremento dei sedimenti con depositi erodibili può migliorare la diversità strutturale dei tratti fluviali locali (Schroff *et al.* 2021). Anche il riporto diretto di sedimenti può essere utilizzato per creare le forme dell'alveo desiderate. Rachelly *et al.* (2021) ipotizzano che, per i fiumi canalizzati e con alveo di ghiaia sinuoso, l'attività morfologica dipende principalmente dal tasso di apporto di sedimenti e dalla portata, mentre l'impatto di piccole variazioni nella distribuzione granulometrica del materiale apportato sulla risposta del canale è minore. La frequenza delle ripetizioni dovrebbe dipendere dalla risposta morfologica del sistema fluviale.

#### *Creazione di habitat interstiziali (riproduttivi)*

Se l'obiettivo principale dell'apporto di sedimenti è la creazione diretta di habitat riproduttivi, il progetto deve essere adattato di conseguenza. La granulometria caratteristica deve essere selezionata in base ai requisiti del substrato riproduttivo delle specie ittiche dominanti o di particolare interesse (cfr. cap. 7 e 8), considerando anche il substrato naturale del tipo di corso d'acqua. La granulometria preferita dalla trota fario (*Salmo trutta*), ad esempio, è di 2–5 centimetri (Breitenstein e Kirchhofer 2010). Il volume di apporto può essere stimato in base al volume del substrato riproduttivo mancante, mentre il posizionamento deve rispettare le preferenze delle specie interessate in termini di profondità di deposizione delle uova. Con l'apporto diretto di sedimenti, si possono creare forme dell'alveo ideali, come le rapide riproduttive (Pulg *et al.* 2013). È possibile progettare anche un apporto indiretto da depositi erodibili, che richiede solo piccoli eventi di piena perché la granulometria riproduttiva è solitamente ridotta. La progettazione richiede un'attenzione

particolare ai processi di trasporto e deposito previsti. Se la progettazione è corretta, è possibile garantire un trasporto sufficiente di substrato riproduttivo verso le potenziali aree di riproduzione. Come per qualsiasi misura di apporto di sedimenti, occorre valutare e ridurre al minimo gli effetti sulla protezione contro le piene e sull'equilibrio delle acque sotterranee. Potrebbe essere necessaria una ripetizione annuale per garantire cambiamenti a lungo termine che favoriscano il successo della riproduzione. Il momento ideale per la creazione di habitat riproduttivi tramite l'apporto di ghiaia va dalla tarda estate all'autunno, tra i periodi di riproduzione delle specie di ciprinidi e salmonidi (Breitenstein e Kirchhofer 2010). La frequenza ottimale di una misura dipende dall'erosione del deposito e dallo stato di colmatazione.

**Figura 54**

Fotografia di un canale morfologico con depositi erodibili presso la piattaforma PL-LCH dell'EPFL.

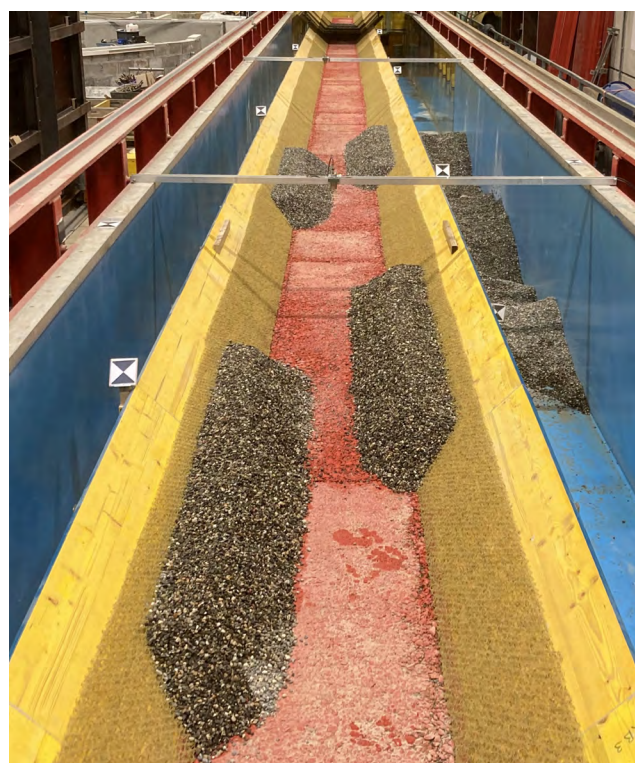
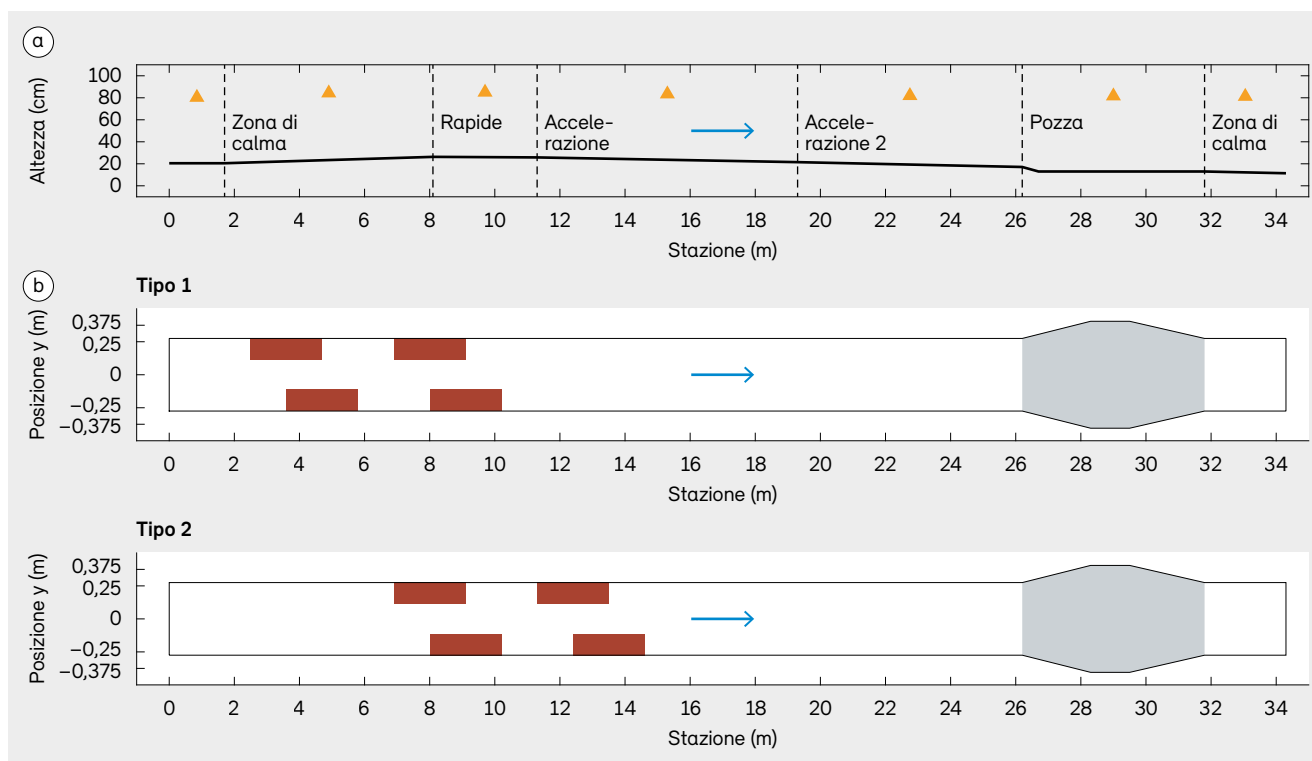


Foto: C. Mörtl, © PL-LCH

Figura 55

(a) Profilo longitudinale del canale artificiale, che mostra le sezioni delle diverse strutture dell'alveo rappresentate e la posizione dei sensori del livello dell'acqua (triangoli gialli). (b) Vista dall'alto dell'alveo del canale, che mostra le due posizioni dei depositi (quadrati rossi) e l'area dell'alveo erodibile (superficie grigia) all'interno della sezione trasversale allargata.



Fonte: EPFL

## 9.3 Fondamenti del processo

### 9.3.1 Esperimento fisico

Nell'ambito del progetto di ricerca «Sedimenti e dinamica degli habitat» sono stati fatti progressi nell'ottimizzazione della progettazione di misure di apporto di sedimenti, studiando i modelli tipici di erosione, trasporto e deposito (Friedl *et al.* 2017). Qui di seguito è descritto un esperimento di monitoraggio condotto su un canale per studiare l'influsso delle strutture morfologiche dell'alveo e la persistenza delle forme emergenti dell'alveo.

#### Descrizione dell'esperimento

Presso la piattaforma PL-LCH dell'EPFL è stato costruito un canale rettilineo lungo 34 metri con pendenza variabile (fig. 54, 55). Il canale ha una sezione trasversale trapezoidale e due sezioni di diversa larghezza dell'alveo. La sezione a monte ha un alveo di materiale fisso e una larghezza uniforme

di 0,5 metri. Nella sezione a valle, il canale si allarga fino a un massimo di 0,75 metri e contiene materiale mobile. Il materiale fisso è costituito da una miscela di sedimenti grossolani (granulometria 4–16 mm), che forma un alveo armato, ed è di colore rosso. La miscela dell'alveo è stata selezionata sulla base di prove di scansione preliminari per rappresentare una scabrezza idraulica corrispondente a un coefficiente di conduttività di Strickler,  $K_{ST} = 34 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$ . Il materiale mobile nella sezione più ampia ha una distribuzione granulometrica più fine (4–8 mm). Secondo Battisacco *et al.* (2016), il sedimento apportato è costituito da diverse miscele ed è collocato in quattro depositi a geometria alternata (fig. 55b). Il volume totale apportato ( $0,21 \text{ m}^3$ ) corrisponde al 100 per cento della capacità di trasporto degli eventi di piena morfogenici simulati ( $Q_2$ , 8 ore) per la pendenza media del canale. La pendenza del canale è separata in diverse sezioni lineari, ognuna delle quali rappresenta una diversa struttura dell'alveo (fig. 55a), secondo le definizioni della valutazione dei risultati dei

progetti di rivitalizzazione dei corsi d'acqua dell'UFAM (Weber *et al.* 2019). La sequenza segue quella identificata sul campo (Schroff *et al.* 2021) a valle dell'apporto di sedimenti del 2016 nel tratto con deflussi residuali della Sarine nel Cantone di Friburgo (Stähly *et al.* 2020).

L'obiettivo dell'esperimento è trovare criteri di progettazione ottimali per l'apporto di sedimenti con depositi erodibili per migliorare la struttura dell'alveo (cfr. n. 9.2.3).

### Strutture dell'alveo

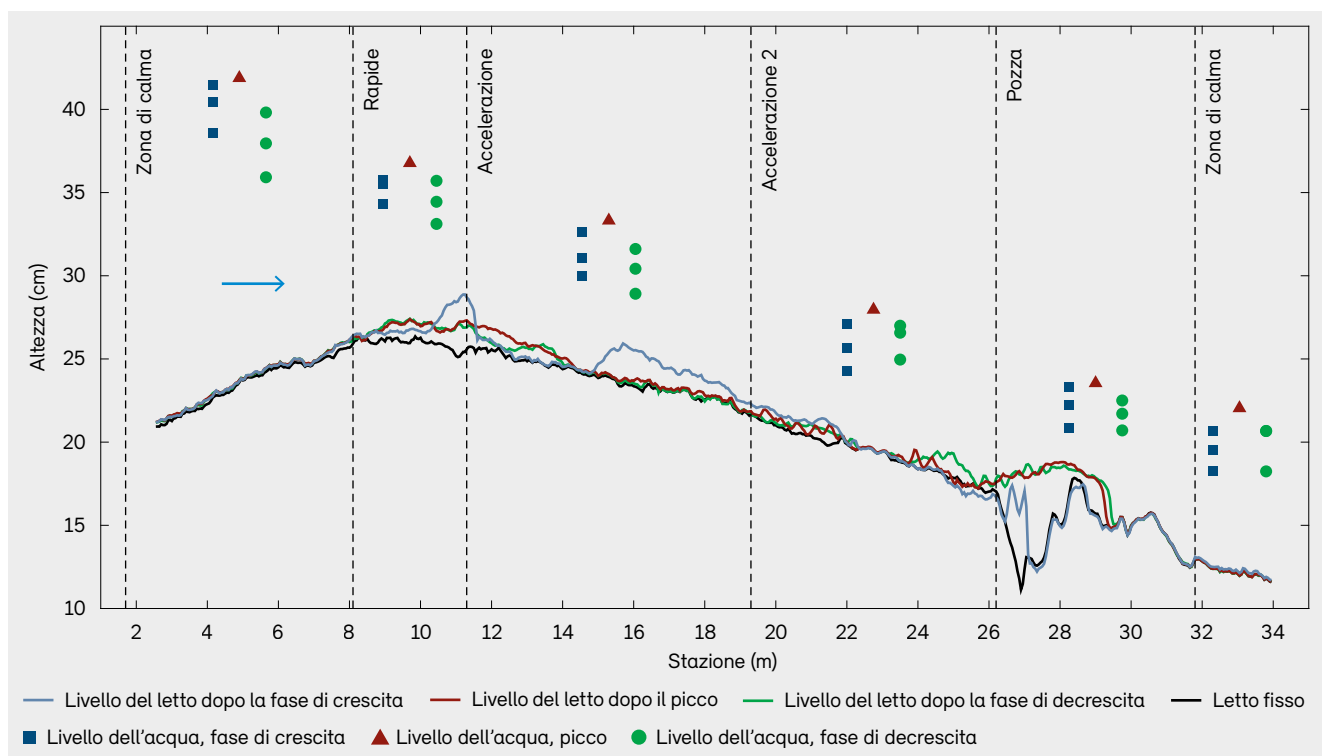
La modifica della pendenza e della sezione trasversale crea condizioni idrauliche differenti lungo il canale. Un aumento della pendenza crea un bacino a monte (scorrimento), dove le velocità in prossimità dell'alveo e gli sforzi tangenziali dell'alveo, necessari per la mobilitazione dei sedimenti, sono notevolmente ridotti. Quando il livello dell'alveo si alza (rapida), la profondità dell'acqua diminuisce e la

corrente inizia ad accelerare, a causa della diminuzione della sezione trasversale. A parità di portata di picco, i depositi di sedimenti collocati nelle rapide vengono erosi e trasportati fuori dalla zona di deposito a un tasso significativamente più elevato (89 % del volume incrementato; fig. 55b, tipo 2) rispetto ai depositi collocati nella sezione di scorrimento a monte (46 %; fig. 55b, tipo 1).

Con l'aumento della pendenza a valle della rapida (corrente lenta, pendenza 5,5 ‰), le velocità e gli sforzi tangenziali del letto aumentano ulteriormente. Il trasporto e il deposito di sedimenti nella sezione di corrente lenta dipendono dall'entità, dalla forma e dalla durata dell'idrogramma di piena. Nel ramo ascendente di un idrogramma simmetrico, si verifica un forte deposito lungo un tratto corrispondente a 10 larghezze di canale (fig. 56). I depositi alternati con un elevato rapporto di blocco (proporzione della sezione trasversale bagnata bloccata dal deposito,

**Figura 56**

Profilo longitudinale del canale, con registrazioni del livello dell'alveo e dell'acqua in diversi stadi (ramo ascendente, picco, ramo discendente) di un idrogramma simmetrico. Le registrazioni del livello dell'alveo rappresentano l'altezza media di una striscia longitudinale larga 18 cm (sfalsata tra i depositi) lungo l'asse centrale del canale.



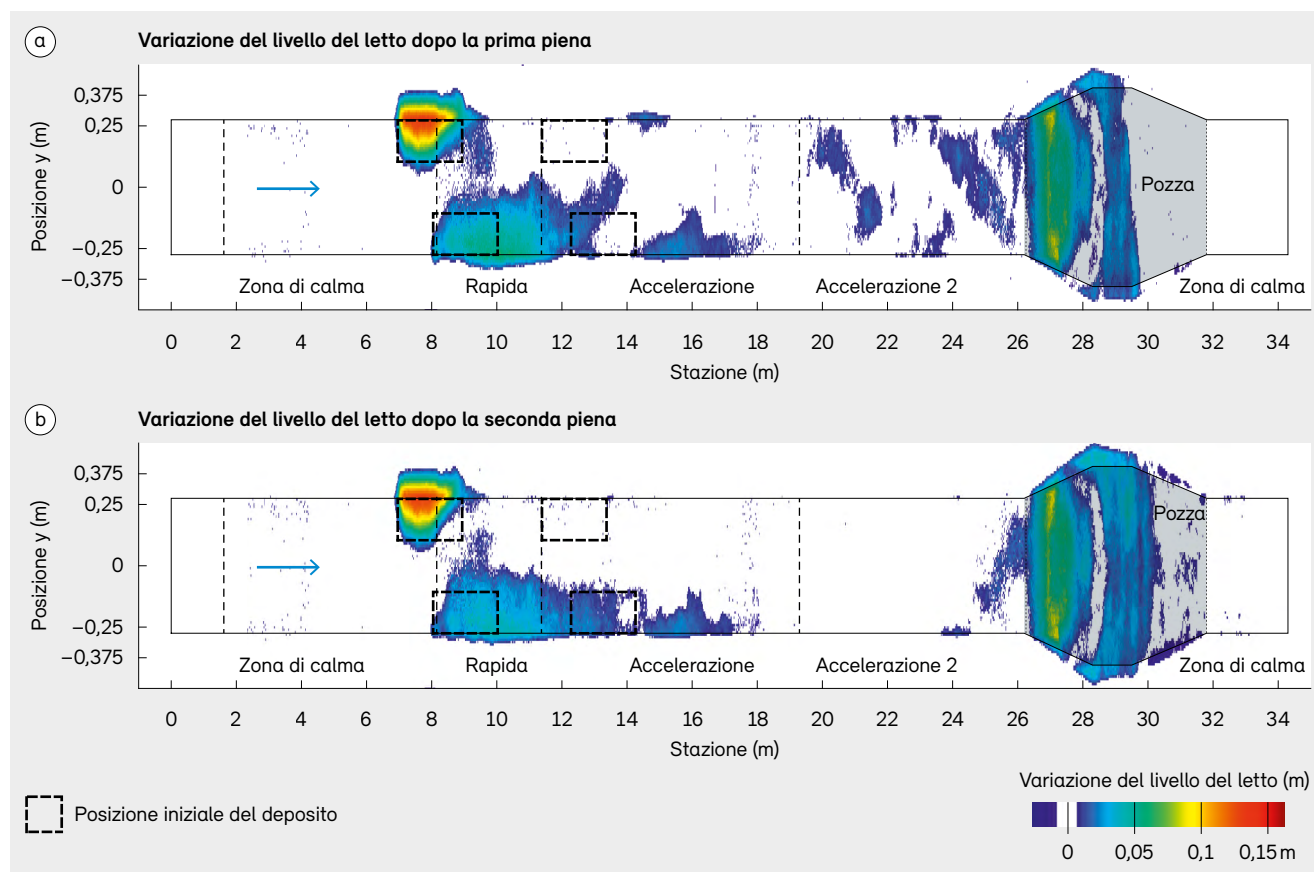
in questo caso 1/3) inducono una forte deviazione del deflusso e del fronte di deposito verso un lato del corso d'acqua. Nel ramo discendente si creano nuove forme dell'alveo a una distanza di 10–20 larghezze del canale dalla zona di deposito nel tratto più ripido (corrente lenta 2, 7,0 ‰), evidenziando un effetto crescente della distanza di spostamento nel tempo.

In una sequenza tipica di un corso d'acqua con alveo di ghiaia, le pozze si formano a valle delle correnti lente: agiscono come bacini di ritenzione dei sedimenti, che immagazzinano e inviano sporadicamente ondate di sedimenti, e sono considerate uno dei principali fattori che contribuiscono ai rilasci impulsivi di sedimenti (Dhont e Ancey 2018). Nell'esperimento di laboratorio, la maggior parte del materiale mobilizzato è stato depositato nella

pozza dopo il primo e il secondo evento di piena successivo (63 e 73 %). In ogni caso è stata trasferita o rilasciata più a valle una percentuale trascurabile. Al contrario, nella sezione di deflussi residuali della Sarine, i traccianti nei sedimenti depositati hanno rivelato un notevole trasporto e deposito a valle di una grande pozza (Stähly *et al.* 2020). È presumibile che le caratteristiche micromorfologiche, come la scabrezza delle sponde e le eterogeneità idrauliche, come le correnti secondarie, possano aumentare significativamente il trasporto attraverso le pozze in un singolo evento di piena. Le pozze a valle delle misure di apporto di sedimenti (< 20 larghezze del canale) riducono tuttavia la lunghezza dell'impatto fino a quando i sedimenti provenienti da apporti ripetuti o dall'apporto naturale riempiono la pozza in misura sufficiente a innescare un nuovo rilascio impulsivo di sedimenti.

**Figura 57**

Vista dall'alto del cambiamento dopo (a) il primo e (b) il secondo evento di piena successivo con idrogramma identico, in seguito a un'unica misura d'incremento dei sedimenti. Le caselle tratteggiate indicano le posizioni iniziali dei depositi.



#### *Persistenza delle forme dell'alveo*

La persistenza delle nuove forme dell'alveo create da depositi erodibili è stata valutata in prove con eventi di piena successivi con idrogrammi identici. Dopo due eventi di piena, la percentuale di copertura dello strato di armatura (8,3 %) era significativamente ridotta rispetto alla copertura dopo un singolo evento di piena (22,5 %) (fig. 57). Ad eccezione di gran parte del deposito più a monte, tutti i depositi sono stati erosi e almeno parzialmente mobilizzati durante i due eventi di piena. La persistenza delle forme dell'alveo è stata massima nelle immediate vicinanze dei depositi originali (< 5 larghezze del canale). Le forme dell'alveo longitudinali vicine alle sponde si sono rivelate più persistenti di quelle trasversali al centro del canale. I risultati indicano che dopo ogni grande evento di piena morfogenico ( $-Q_2$ ) dovrebbero essere riforniti sedimenti, se l'obiettivo è migliorare la struttura dell'alveo su uno strato di armatura statica nel tratto immediatamente a valle (< 20 larghezze del canale). Il volume dei depositi dovrebbe essere rifornito fino al 100 per cento della corrispondente capacità di trasporto. Gli eventi di piena con una portata di picco minore hanno avuto un impatto minimo sulle nuove forme dell'alveo create.

## 9.4 Valutazione dei risultati

Per valutare i risultati delle misure di apporto di sedimenti in base agli obiettivi sono disponibili diversi metodi di valutazione standardizzati. L'uso di linee guida e di metodi standardizzati garantisce la comparabilità e facilita l'apprendimento tra progetti. La scelta dei metodi appropriati dipende dal contesto della misura, ma anche dagli obiettivi di rivitalizzazione. In Svizzera è obbligatorio valutare i risultati per le misure attuate nel contesto del risanamento del bilancio in materiale solido di fondo come pure per i progetti di rivitalizzazione dei corsi d'acqua (art. 42c e 49 OPAC).

Nel 2019 l'UFAM ha pubblicato una documentazione pratica, che descrive una struttura definita e una procedura standardizzata per la valutazione dei risultati dei progetti di rivitalizzazione dei corsi d'acqua (Weber *et al.* 2019). Una documentazione simile per i progetti di risanamento del bilancio in materiale solido di fondo è in preparazione e attualmente è disponibile sotto forma di bozza. Il principio di base della valutazione dei risultati descritta in entrambi

i documenti è il confronto tra le caratteristiche rilevanti del tratto fluviale interessato prima e dopo il risanamento.

### 9.4.1 Effetti ecomorfologici

#### *Risanamento del bilancio in materiale solido di fondo*

L'obiettivo primario del risanamento del bilancio in materiale solido di fondo è ripristinare strutture e dinamiche morfologiche seminaturali tipiche (Schälchli e Kirchhofer 2012). Nella valutazione dei risultati delle misure di risanamento del bilancio in materiale solido di fondo, la valutazione raccomandata degli obiettivi di risanamento si basa su una serie di sei indicatori abiotici (tracciato del canale, estensione dei banchi di ghiaia, composizione del substrato, colmatazione interna, evoluzione del talweg, evoluzione della posizione media dell'alveo). Questi indicatori possono essere integrati da indicatori biotici, con particolare attenzione alla fauna ittica. Occorre stimare l'impatto effettivo della misura di risanamento sul bilancio medio annuo del materiale solido di fondo del tratto.

#### *Rivitalizzazione dei corsi d'acqua*

La documentazione pratica per la valutazione dei risultati dei progetti di rivitalizzazione comprende 22 indicatori, suddivisi in 10 serie di indicatori (Weber *et al.* 2019). Ogni serie di indicatori rappresenta un obiettivo tipico di rivitalizzazione. La serie 1 (diversità degli habitat) comprende sei indicatori ecomorfologici: strutture dell'alveo, strutture delle sponde, profondità dell'acqua, velocità della corrente, presenza di copertura e substrato. La loro valutazione è la base obbligatoria per la valutazione dei risultati dei progetti di rivitalizzazione (Weber *et al.* 2019). Oltre agli indicatori obbligatori della serie 1, anche la serie 2 (dinamica) è molto importante e può essere uno strumento di valutazione efficace per le misure di apporto di sedimenti. I tre indicatori dinamica della struttura dell'alveo, dinamica della struttura delle sponde ed evoluzione della posizione dell'alveo sono direttamente legati al buon funzionamento del trasporto di materiale solido di fondo. L'idoneità delle restanti serie di indicatori abiotici e biotici, come la serie 7 (pesci), può essere valutata di volta in volta e dipende dagli obiettivi di rivitalizzazione perseguiti.

**Riquadro 12: Nella pratica – obiettivi e domande chiave della pianificazione***Sandro Ritler, Holinger AG*

Per pianificare la continuità dei sedimenti e le misure di apporto sono fondamentali cinque domande chiave: dove, come e quando dovrebbero essere depositati i sedimenti nonché quanti e di che qualità?

**Definizione degli obiettivi**

Per rispondere a queste domande occorre un'analisi dettagliata della situazione attuale in materia di sicurezza contro le piene ed ecologia. Occorre poi definire gli obiettivi perseguiti, che possono includere il raggiungimento di un quasi equilibrio del materiale solido di fondo, la prevenzione del dilavamento e la creazione di nuovi habitat e siti di riproduzione, nonché determinare, come nei progetti di rivitalizzazione, le specie ittiche bersaglio, per le quali viene selezionato il sedimento ottimale per il substrato di riproduzione.

**Domande chiave**

Dove e come: durante gli eventi di piena, i restringimenti esistenti all'interno del canale non devono essere ridotti ulteriormente dai depositi di sedimenti. Allo stesso tempo,

la progettazione di argini di ghiaia deve tener conto delle strutture idrauliche, come le centrali elettriche, e di altre condizioni limite, come le condutture e l'uso ricreativo. Una volta individuato il sito adatto, è necessario garantire l'accessibilità e non compromettere alcun oggetto naturale degno di protezione. Durante il versamento, bisogna fare attenzione a garantire una distribuzione uniforme dei sedimenti per evitare un sovraccarico del sistema. Il luogo di deposito dei sedimenti deve essere logisticamente gestibile. Quantità e qualità: la quantità di sedimenti necessaria per uno stato di equilibrio dipende dalla capacità di trasporto e dai sedimenti disponibili. Inoltre, la quantità e la qualità dei sedimenti possono influenzare la torbidità a valle. In generale, è preferibile un apporto minore, ma più regolare. Per ragioni di sostenibilità, i sedimenti dovrebbero provenire dallo stesso bacino idrografico.

Quando e come: la scelta del momento in cui apportare i sedimenti deve tener conto della protezione contro le piene, della pesca e della vegetazione. Si può far ricorso a studi pilota per acquisire esperienza con le incertezze e gli imprevisti, al fine di determinare la migliore tempistica. In definitiva sono importanti sia le preoccupazioni relative alla sicurezza contro le piene sia quelle relative all'ecologia e nel pianificare la continuità dei sedimenti e le misure di apporto occorre trovare un equilibrio ottimale.



# 10 Bibliografia

- Aas Ø., Einum S., Klemetsen A., Skurdal J. 2011. Atlantic salmon ecology. Wiley-Blackwell, Oxford. DOI: 10.1002/9781444327755
- Aerne L. 2020. Links between substrate structure, aquatic invertebrate communities and brown trout ecology: a case study within and among Swiss streams. Tesi di Master, Università di Zurigo, Zurigo.
- Armstrong J.D., Kemp P.S., Kennedy G.J.A., Ladle M., Milner M.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, 62(2): 143–170. DOI: 10.1016/S0165-7836(02)00160-1
- Baptista M., Valcarcel R. 2018. Renaturalizing floodplains. *Journal of Water Resource and Protection*, 10: 533–537. DOI: 10.4236/jwarp.2018.105029
- Battisacco E., Franca M.J., Schleiss A.J. 2016. Sediment replenishment: influence of the geometrical configuration on the morphological evolution of channel-bed. *Water Resources Research*, 52(11): 8879–8894. DOI: 10.1002/2016WR019157
- Baxter C.V., Fausch K.D., Saunders W.C. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*, 50(2): 201–220. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x
- Baxter R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8: 255–283. DOI: 10.1146/annurev.es.08.110177.001351
- Bo T., Fenoglio S., Malacarne G., Pessino M., Sgariboldi F. 2007. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach. *Limnologica*, 37(2): 186–192. DOI: 10.1016/j.limno.2007.01.002
- Boano F., Harvey J.W., Marion A., Packman A.I., Revelli R., Ridolfi L., Wörman A. 2014. Hyporheic flow and transport processes: mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Reviews of Geophysics*, 52(4): 603–679. DOI: 10.1002/2012RG000417
- Bolrich G. 2013. Technische Hydromechanik 1: Grundlagen (7<sup>th</sup> Edition). Beuth Verlag GmbH, Berlino. ISBN: 9783410291695
- Breitenmoser T. 2014. Flechtenvorkommen in Grauerlenauen im Kanton Graubünden. Tesi di Bachelor. ETH Zurich, Zurigo.
- Breitenstein M., Kirchhofer A. 2010. Förderung der litho-rheophilen Fischarten der Schweiz, Factsheets zu Biologie und Förderungsmassnahmen. Su mandato dell'Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Berna: 52 p.
- Brodersen, J., Hellmann, J., Seehausen, O. 2023. Erhebung der Fischbiodiversität in Schweizer Fließgewässern. Progetto Fiumi. Rapporto finale.
- Brown B.L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*, 6(4): 316–325. DOI: 10.1046/j.1461-0248.2003.00431.x
- Brunke M., Gonser T. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37(1): 1–33. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1997.00143.x
- Bühlmann M., Boes R.M. 2014. Lateral flood discharge at rivers: concepts and challenges. In: Schleiss A.J., De Cesare G., Franca M.J., Pfister M. (Eds). River Flow 2014: Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference on Fluvial Hydraulics. Losanna, Svizzera, 3–5 settembre 2014. CRC Press, Londra: 1799–1806. ISBN: 9781138026742
- Burdon F.J., Harding J.S. 2008. The linkage between riparian predators and aquatic insects across a stream-resource spectrum. *Freshwater Biology*, 53(2): 330–346. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01897.x
- Buxton T.H. 2018. Flume simulations of salmon bioturbation effects on critical shear stress and bedload transport in rivers. *River Research and Applications*, 34(4): 357–371. DOI: 10.1002/rra.3250

- Caponi F., Siviglia A. 2018. Numerical modeling of plant root controls on gravel bed river morphodynamics. *Geophysical Research Letters*, 45(17): 9013–9023. DOI: 10.1029/2018GL078696
- Carling P.A. 1984. Deposition of fine and coarse sand in an open-work gravel bed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(2): 263–270. DOI: 10.1139/f84-030
- Castro J.M., Thorne C.R. 2019. The stream evolution triangle: integrating geology, hydrology, and biology. *River Research and Applications*, 35(4): 315–326. DOI: 10.1002/rra.3421
- Chari L.D., Richoux N.B., Moyo S., Villet M.H. 2020. Dietary fatty acids of spiders reveal spatial and temporal variations in aquatic-terrestrial linkages. *Food Webs* 24: e00152. DOI: 10.1016/j.fooweb.2020.e00152
- Chen S., Chen B., Fath B.D. 2015. Assessing the cumulative environmental impact of hydropower construction on river systems based on energy network model. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42: 78–92. DOI: 10.1016/j.rser.2014.10.017
- Cui Y., Wooster J.K., Baker P.F., Dusterhoff S.R. 2008. Theory of fine sediment infiltration into immobile gravel bed. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(10): 1421. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:10(1421)
- Cunningham A.B., Anderson C.J., Bouwer H. 1987. Effects of sediment-laden flow on channel bed clogging. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113(1): 106–118. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(1987)113:1(106)
- De Marchi G. 1934. Saggio di teoria di funzionamento degli stramazzi laterali. *L'Energia Elettrica*, 11(11): 849–860.
- Delarze R., Gonseth Y. 2015. Lebensräume der Schweiz: Ökologie, Gefährdung, Kennarten (3<sup>rd</sup> Edition). Ott, Thun. 456 p. ISBN 9783722501499
- Dhont B., Ancey C. 2018. Are bedload transport pulses in gravel bed rivers created by bar migration or sediment waves? *Geophysical Research Letters*, 45(11): 5501–5508. DOI: 10.1029/2018GL077792
- Di Bacco M., Scorzini A.R. 2019. Are we correctly using discharge coefficients for side weirs? Insights from a numerical investigation. *Water*, 11(12): 2585. DOI: 10.3390/w11122585
- Dole-Olivier M.J., Marmonier P., Beffy J.L. 1997. Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium? *Freshwater Biology*, 37: 257–276. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1997.00140.x
- Dymytrova L., Stofer S., Ginzler C., Breiner F.T., Scheidegger C. 2016. Forest-structure data improve distribution models of threatened habitat specialists: implications for conservation of epiphytic lichens in forest landscapes. *Biological Conservation*, 196: 31–38. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.01.030
- Ecohydraulic Engineering GmbH. 2019. Applications of the CASiMiR Model. Retrieved from [www.casimir-software.de/ENG/veg\\_eng.html](http://www.casimir-software.de/ENG/veg_eng.html)
- Einum S., Fleming I.A. 1999. Maternal effects of egg size in brown trout (*Salmo trutta*): norms of reaction to environmental quality. *Proceedings of the Royal Society of London Series. B: Biological Sciences*, 266: 2095–2100. DOI: 10.1098/rspb.1999.0893
- Extence C.A., Chadd R.P., England J., Dunbar M.J., Wood P.J., Taylor E.D. 2013. The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Research and Applications*, 29(1): 17–55. DOI: 10.1002/rra.1569
- Facchini M. 2017. Downstream morphological effects of Sediment Bypass Tunnels. In: Boes R.M. (ed.). *VAW-Mitteilungen 243*. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), ETH Zurich, Zurigo.
- Fetzer J., Holzner M., Plötze M., Furrer G. 2017. Clogging of an Alpine streambed by silt-sized particles – insights from laboratory and field experiments. *Water Research*, 126: 60–69. DOI: 10.1016/j.watres.2017.09.015
- Fink S., Belser A., Juez C., Scheidegger C., Weber C., Vetsch D. 2018. Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung, ein Projekt im Forschungsprogramm. *Natur + Landschaft, Inside*, 4: 27–32.

- Fink S., Gross A., Senn-Irlet B., Scheidegger C. 2021. Citizen science data predict high potential for macrofungal refugia outside protected riparian areas. *Fungal Ecology*, 49: 100981. DOI: [10.1016/j.funeco.2020.100981](https://doi.org/10.1016/j.funeco.2020.100981)
- Fink S., Lanz T., Stecher R., Scheidegger C. 2017. Colonization potential of an endangered riparian shrub species. *Biodiversity and Conservation*, 26(9): 2099–2114. DOI: [10.1007/s10531-017-1347-3](https://doi.org/10.1007/s10531-017-1347-3)
- Fox A., Packman A.I., Boano F., Phillips C.B., Arnon S. 2018. Interactions between suspended kaolinite deposition and hyporheic exchange flux under losing and gaining flow conditions. *Geophysical Research Letters*, 45(9): 4077–4085. DOI: [10.1029/2018GL077951](https://doi.org/10.1029/2018GL077951)
- Friedl F., Battisacco E., Vonwiller L., Fink S., Vetsch D., Weitbrecht V., Franca M.J., Scheidegger C., Boes R., Schleiss A. 2017. Riporti di ghiaia ed erosione delle sponde. In: Dinamica dei sedimenti e degli habitat. Schede tematiche sulla sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua. *Studi sull'ambiente*, UW-1708-i, UFAM, Berna: 77–84.
- Fries J.S., Taghon G.L. 2010. Particle fluxes into permeable sediments: comparison of mechanisms mediating deposition. *Journal of Hydraulic Engineering*, 136(4): 214–221. DOI: [10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000169](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000169)
- Fritz K.A., Kirschman L.J., McCay S.D., Trushenski J.T., Warne R.W., Whiles M.R. 2017. Subsidies of essential nutrients from aquatic environments correlate with immune function in terrestrial consumers. *Freshwater Science*, 36(4): 893–900. DOI: [10.1086/694451](https://doi.org/10.1086/694451)
- Gibson S., Abraham D., Heath R., Schoellhamer D. 2009. Vertical gradational variability of fines deposited in a gravel framework. *Sedimentology*, 56(3): 661–676. DOI: [10.1111/j.1365-3091.2008.00991.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2008.00991.x)
- Giesecke J., Heimerl S., Mosonyi E. 2014. *Wasserkraftanlagen. Planung, Bau und Betrieb* (6<sup>th</sup> Edition). Springer-Verlag, Berlin: 940 p. DOI: [10.1007/978-3-662-10859-8](https://doi.org/10.1007/978-3-662-10859-8)
- Gladyshev M., Arts M., Sushchik N. 2009. Preliminary estimates of the export of omega-3 highly unsaturated fatty acids (EPA + DHA) from aquatic to terrestrial ecosystems. In: Kainz M., Brett M., Arts M. (Eds). *Lipids in Aquatic Ecosystems*. Springer, New York, NY. DOI: [10.1007/978-0-387-89366-2\\_8](https://doi.org/10.1007/978-0-387-89366-2_8)
- Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Makhutova O.N. 2013. Production of EPA and DHA in aquatic ecosystems and their transfer to the land. *Prostaglandins and Other Lipid Mediators*, 107: 117–126. DOI: [10.1016/j.prostaglandins.2013.03.002](https://doi.org/10.1016/j.prostaglandins.2013.03.002)
- Guisan A., Thuiller W., Zimmermann N.E. 2017. *Habitat suitability and distribution models: with applications in R*. Cambridge University Press, Cambridge: 462 p. DOI: [10.1017/9781139028271](https://doi.org/10.1017/9781139028271)
- Guthruf J. (2014) *Arbeitshilfe zur Messung der inneren Kolmation*. Su mandato del Revitalisierungsfonds Kanton Bern, Berna: 14 p.
- Hager W.H. 1987. Lateral outflow over side weirs. *Journal of Hydraulic Engineering*, 113(4): 491–504. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1987\)113:4\(491\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1987)113:4(491))
- Hager W.H. 2010. *Wastewater Hydraulics, Theory and Practice* (2<sup>nd</sup> Edition). Springer, Heidelberg: 660 p. DOI: [10.1007/978-3-642-11383-3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-11383-3)
- Harwood J.L. 1996. Recent advances in the biosynthesis of plant fatty acids. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1301(1–2): 7–56. DOI: [10.1016/0005-2760\(95\)00242-1](https://doi.org/10.1016/0005-2760(95)00242-1)
- Hauer C., Holzapfel P., Tonolla D., Habersack H., Zolezzi G. 2019. In situ measurements of fine sediment infiltration (FSI) in gravel-bed rivers with a hydropeaking flow regime. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(2): 433–448. DOI: [10.1002/esp.4505](https://doi.org/10.1002/esp.4505)
- Hixson S.M., Sharma B., Kainz M.J., Wacker A., Arts M.T. 2015. Production, distribution, and abundance of long-chain omega-3 polyunsaturated fatty acids: a fundamental dichotomy between freshwater and terrestrial ecosystems. *Environmental Reviews*, 23(4): 414–424. DOI: [10.1139/er-2015-0029](https://doi.org/10.1139/er-2015-0029)

- Hostmann M., Buchecker M., Ejderyan O., Geiser U., Junker B., Schweizer S., Truffer B., Zaugg Stern M. 2005. Wasserbauprojekte gemeinsam planen. Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW ETH Zurich: 48 p.
- Iwata T., Nakano S., Murakami M. 2003. Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. *Ecography*, 26(3): 325–337. DOI: 10.1034/j.1600-0587.2003.03355.x
- Izadinia E., Heidarpour M. 2016. Discharge coefficient of a circular-crested side weir in rectangular channels. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 142(6): 06016005. DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001025
- Jäggi M., Boes R., Bühlmann M., Dähler M., Huber A., Kaspar H., Schluh M., Weiss H., Stocker S., Weitbrecht V., Schmocker L. 2015. Positionspapier zu seitlichen Hochwasserentlastungen an Flüssen. Kommission für Hochwasserschutz des Schweizerischen Wasserwirtschaftsverbandes (KOHS). *Wasser Energie Luft*, 107(4): 293–295. ISSN: 0377-905X
- Jöhl R., Martin M., Bonnard L., Huber C. 2020. Lösungswege bei überlagernden Interessen im Bereich Biodiversität. Info Habitat. Su mandato dell'Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Berna: 60 p.
- Jonsson B., Jonsson N. 2011. Ecology of Atlantic salmon and brown trout: Habitat as a Template for Life Histories. Springer, Dordrecht: 708 p. DOI: 10.1007/978-94-007-1189-1
- Juez C., Schärer C., Jenny H., Schleiss A.J., Franca M.J. 2019. Floodplain land cover and flow hydrodynamic control of overbank sedimentation in compound channel flows. *Water Resources Research*, 55(11): 9072–9091. DOI: 10.1029/2019WR024989
- Kato C., Iwata T., Nakano S., Kishi D. 2003. Dynamics of aquatic insect flux affects distribution of riparian web-building spiders. *Oikos*, 103(1): 113–120. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2003.12477.x
- Keller I., Schuler J., Bezault E., Seehausen O. 2012. Parallel divergent adaptation along replicated altitudinal gradients in Alpine trout. *BMC Evolutionary Biology*, 12: 210. DOI: 10.1186/1471-2148-12-210
- Keller I., Taverna A., Seehausen O. 2011. Evidence of neutral and adaptive genetic divergence between European trout populations sampled along altitudinal gradients. *Molecular Ecology*, 20(9): 1888–1904. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2011.05067.x
- Kondolf G.M. 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*, 21: 533–551. DOI: 10.1007/s002679900048
- Kondolf G.M. 2000. Assessing salmonid spawning gravel quality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(1): 262–281. DOI: 10.1577/1548-8659(2000)129<0262:ASSGQ>2.0.CO;2
- Kondolf G.M., Wolman M.G. 1993. The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research*, 29(7): 2275–2285. DOI: 10.1029/93WR00402
- Kraus J. M. 2019. Contaminants in linked aquatic–terrestrial ecosystems: predicting effects of aquatic pollution on adult aquatic insects and terrestrial insectivores. *Freshwater Science*, 38(4): 919–927. DOI: 10.1086/705997
- Laeser S.R.C., Baxter V., Fausch K.D. 2005. Riparian vegetation loss, stream channelization, and web-weaving spiders in northern Japan. *Ecological Research*, 20(6): 646–651. DOI: 10.1007/s11284-005-0084-3
- Lepori F., Hjerdt N. 2006. Disturbance and aquatic biodiversity: reconciling contrasting views. *BioScience*, 56(10): 809–818. DOI: 10.1641/0006-3568(2006)56[809:DAABRC]2.0.CO;2
- Maggini R. 2011. Species distribution models for conservation-oriented studies in Switzerland: filling data and tools gaps. Tesi di dottorato, Università di Losanna, Losanna.

- Maggini R., Lehmann A., Zbinden N., Zimmermann N.E., Bolliger J., Schröder B., Foppen R., Schmid H., Beniston M., Jenni L. 2014. Assessing species vulnerability to climate and land use change: the case of the Swiss breeding birds. *Diversity and Distributions*, 20(6): 708–719. DOI: [10.1111/ddi.12207](https://doi.org/10.1111/ddi.12207)
- Mathers K.L., Kowarik C., Rachely C., Robinson C.T., Weber C. 2021a. The effects of sediment traps on instream habitat and macroinvertebrates of mountain streams. *Journal of Environmental Management*, 295: 113066. DOI: [10.1016/j.jenvman.2021.113066](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113066)
- Mathers K.L., Robinson C.T., Weber C. 2021b. Artificial flood reduces fine sediment clogging enhancing hyporheic zone physiochemistry and accessibility for macroinvertebrates. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(4): e12103. DOI: [10.1002/2688-8319.12103](https://doi.org/10.1002/2688-8319.12103)
- Mathers K.L., Robinson C.T., Weber C. (2022). Patchiness in flow refugia use by macroinvertebrates following an artificial flood pulse. *River Research and Applications*, 38: 696–707.
- Meurer S., Pfarr U. 2018. 30 Jahre gesteuerte Hochwasser-rückhaltung am südlichen Oberrhein. *Natur und Landschaft*, 93(2): 64–70. DOI: [10.17433/2.2018.50153547.64-70](https://doi.org/10.17433/2.2018.50153547.64-70)
- Meile T., Fette M., Baumann P. 2005. Synthesebericht Schwall/Sunk. Eine Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW ETH Zurich: 48 p.
- Mooneyham C., Strom K. 2018. Deposition of suspended clay to open and sand-filled framework gravel beds in a laboratory flume. *Water Resources Research*, 54(1): 323–344. DOI: [10.1002/2017WR020748](https://doi.org/10.1002/2017WR020748)
- Mörtl C., Vorlet S.L., Manso P.A., De Cesare G. 2020. The sediment challenge of Swiss river corridors interrupted by man-made reservoirs. In: Uijtewaal W., Franca M.J., Valero D., Chavarrias V., Arbós C.Y., Schielen R., Crosato A. (Eds). *Riverflow 2020: Proceedings of the 10th International Conference on Fluvial Hydraulics*. Delft, The Netherlands, 7–10 July 2020. CRC Press, London: 1764–1773. DOI: [10.1201/b22619](https://doi.org/10.1201/b22619)
- Mörz S. 2017. Einfluss des Keimsubstrats auf die Etablierung und das Konkurrenzverhalten von auentypischen Pflanzenarten sowie invasiven Pflanzenarten. *Tesi di Bachelor*, Weihenstephan-Triesdorf University of Applied Science, WSL Birmensdorf.
- Muehlbauer J.D., Lupoli C.A., Kraus J.M. 2019. Aquatic-terrestrial linkages provide novel opportunities for freshwater ecologists to engage stakeholders and inform riparian management. *Freshwater Science*, 38(4): 946–952. DOI: [10.1086/706104](https://doi.org/10.1086/706104)
- Murray-Bligh J. 1999. Procedures for collecting and analysing macroinvertebrate samples. BT0001. The Environment Agency, Bristol: 176 p.
- Packman A.I., MacKay J.S. 2003. Interplay of stream-sub-surface exchange, clay particle deposition, and streambed evolution. *Water Resources Research*, 39(4): 1097. DOI: [10.1029/2002WR001432](https://doi.org/10.1029/2002WR001432)
- Paetzold A., Schubert C.J., Tockner K. 2005. Aquatic terrestrial linkages along a braided-river: riparian arthropods feeding on aquatic insects. *Ecosystems*, 8(7): 748–759. DOI: [10.1007/s10021-005-0004-y](https://doi.org/10.1007/s10021-005-0004-y)
- Paetzold A., Smith M., Warren P.H., Maltby, L. 2011. Environmental impact propagated by cross-system subsidy: chronic stream pollution controls riparian spider populations. *Ecology*, 92(9): 1711–1716. DOI: [10.1890/10-2184.1](https://doi.org/10.1890/10-2184.1)
- Parasiewicz P. 2011. MesoHABSIM – a concept for application of instream flow models in river restoration planning. *Fisheries*, 26(9): 6–13. DOI: [10.1577/1548-8446\(2001\)026<0006:M>2.O.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2001)026<0006:M>2.O.CO;2)
- Park J., Batalla R.J., Birgand F., Esteves M., Gentile F., Harrington J.R., Navratil O., López-Tarazón J.A., Vericat D. 2019. Influences of catchment and river channel characteristics on the magnitude and dynamics of storage and re-suspension of fine sediments in river beds. *Water*, 11(5): 878. DOI: [10.3390/w11050878](https://doi.org/10.3390/w11050878)

- Pfarr U. 2014. Erfahrung mit ökologischen Flutungen der Polder Altenheim – Umweltverträglicher Hochwasserschutz im Integrierten Rheinprogramm. *Auenmagazin*, Magazin des Auenzentrums Neuburg an der Donau, June 2014: 9–13.
- Pistocchi A., Castellarin A. 2012. An analysis of change in alpine annual maximum discharges: implications for the selection of design discharges. *Hydrological Processes*, 26: 1517–1526. DOI: [10.1002/hyp.8249](https://doi.org/10.1002/hyp.8249)
- Pulg U., Barlaup B.T., Sternecker K., Trepl L., Unfer G. 2013. Restoration of spawning habitats of brown trout (*Salmo trutta*) in a regulated chalk stream. *River Research and Applications*, 29(2): 172–182. DOI: [10.1002/rra.1594](https://doi.org/10.1002/rra.1594)
- Rachelly C., Friedl F., Boes R.M., Weitbrecht V. 2021a. Morphological response of channelized, sinuous gravel-bed rivers to sediment replenishment. *Water Resources Research*, 57(6): e2020WR029178. DOI: [10.1029/2020WR029178](https://doi.org/10.1029/2020WR029178)
- Rachelly C., Mathers K.L., Weber C., Weitbrecht V., Boes R.M., Vetsch D.F. 2021b. How does sediment supply influence refugia availability in river widenings? *Journal of Ecohydraulics*, 6(2): 121–138. DOI: [10.1080/24705357.2020.1831415](https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1831415)
- Rachelly C., Weitbrecht V., Vetsch D.F., Boes R.M. 2018. Morphological development of river widenings with variable sediment supply. In: Paquier A., Rivière N. (Eds). *River Flow 2018: 9<sup>th</sup> International conference on fluvial hydraulics*. Lyon-Villeurbanne, Francia 5–8 September 2018. *E3 Web of Conferences*, 40: 02007. DOI: [10.1051/e3sconf/20184002007](https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184002007)
- Ramberg E., Burdon F.J., Sargac J., Kupilas B., Rîşnoveanu G., Lau D.C., Johnson R.K., McKie B.G. 2020. The structure of riparian vegetation in agricultural landscapes influences spider communities and aquatic–terrestrial linkages. *Water*, 12(10): 2855. DOI: [10.3390/w12102855](https://doi.org/10.3390/w12102855)
- Ranga Raju K.G., Gupta S.K., Prasad B. 1979. Side weir in rectangular channel. *Journal of the Hydraulics Division*, 105(5): 547–554. DOI: [10.1061/JYCEAJ.0005207](https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0005207)
- Riebe C.S., Sklar L.S., Overstreet B.T., Wooster J.K. 2014. Optimal reproduction in salmon spawning substrates linked to grain size and fish length. *Water Resources Research*, 50(2): 898–918. DOI: [10.1002/2013WR014231](https://doi.org/10.1002/2013WR014231)
- Robinson C. 2018. Long-term ecological responses of the River Spöl to experimental floods. *Freshwater Science*, 37(3): 433–447. DOI: [10.1086/699481](https://doi.org/10.1086/699481)
- Rohde S. 2005. *Integriertes Gewässermanagement – Erkenntnisse aus dem Rhône-Thur Projekt. Synthesebericht Gerinneaufweitungen*. Istituto federale di ricerca per la foresta, la neve e il paesaggio WSL, Birmensdorf: 69 p.
- Rosier B. 2007. Interaction of side weir overflow with bed-load transport and bed morphology in a channel. *Tesi di dottorato*, EPFL, Losanna.
- Rosier B., Boillat J.L., Schleiss A. 2008. Berücksichtigung von morphologischen Prozessen bei der Bemessung einer seitlichen Notentlastung an Flüssen. *Rhone-Thur-Projekt. Wasser Energie Luft*, 100(1): 1–6.
- Sayanova O.V., Napier J.A. 2004. Eicosapentaenoic acid: biosynthetic routes and the potential for synthesis in transgenic plants. *Phytochemistry*, 65(2): 147–158. DOI: [10.1016/j.phytochem.2003.10.017](https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2003.10.017)
- Schälchli U. 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia*, 235: 189–197. DOI: [10.1007/BF00026211](https://doi.org/10.1007/BF00026211)
- Schälchli U. 1993. *Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen*. *Tesi di dottorato*, ETH Zurich, Zurigo. DOI: [10.3929/ethz-a-001322977](https://doi.org/10.3929/ethz-a-001322977)
- Schälchli, Abegg + Hunzinger. 2001. *Trübung und Schwall Alpenrhein – Einfluss auf Substrat, Benthos und Fische*, Fachbericht Trübung, Strömung, Geschiebetrieb und Kolmation. Internationale Regierungskommission Alpenrhein – Projektgruppe Gewässer und Fischökologie: 101 p.
- Schälchli, Abegg + Hunzinger. 2002. *Kolmation: Methoden zur Erkennung und Bewertung*. *Commissionato dall'Istituto per la ricerca sulle acque dei Politecnici federali (Eawag)*, Dübendorf: 24 p.

- Schälchli U., Kirchhofer A. 2012. Risanamento del bilancio in materiale solido di fondo – Pianificazione strategica. Un modulo dell'aiuto all'esecuzione Rinaturazione delle acque. *Pratica ambientale*, UV-1226-I, Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Berna: 74 p.
- Schleiss A.J., De Cesare G., Althaus J.J. 2010. Verlandung der Stauseen gefährdet die nachhaltige Nutzung der Wasserkraft. *Wasser Energie Luft*, 102(1): 31–40.
- Schlotz N., Roulin A., Ebert D., Martin-Creuzburg D. 2016. Combined effects of dietary polyunsaturated fatty acids and parasite exposure on eicosanoid-related gene expression in an invertebrate model. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 201: 115–123. DOI: 10.1016/j.cbpa.2016.07.008
- Schroff R., Mörtl C., De Cesare G. 2021. Wirkungskontrolle einer Sedimentzugabe: Habitatvielfalt und Kolmation. *WasserWirtschaft*, 111(9), 68–76. DOI: 10.1007/s35147-021-0896-2
- Stähly S., Franca M.J., Robinson C.T., Schleiss A.J. 2020. Erosion, transport and deposition of a sediment replenishment under flood conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(13): 3354–3367. DOI: 10.1002/esp.4970
- Stanley D.W. 2014. Eicosanoids in invertebrate signal transduction systems. Princeton University Press, Princeton. ISBN: 9780691630038
- Sternecker K., Wild R., Geist J. 2013. Effects of substratum restoration on salmonid habitat quality in a subalpine stream *Environmental Biology of Fishes*, 96(12): 1341–1351. DOI: 10.1007/s10641-013-0111-0
- Stillwell W., Wassall S.R. 2003. Docosahexaenoic acid: membrane properties of a unique fatty acid. *Chemistry and Physics of Lipids*, 126(1): 1–27. DOI: 10.1016/s0009-3084(03)00101-4
- Streit A. 2018. Vorkommen von *Arthonia cinnabarina* auf *Fraxinus excelsior* in den Hartholzauenwäldern des Einzugsgebiets der oberen Töss (ZH, Schweiz). Universität di Berna.
- Tonina D., Buffington J.M. 2009. Hyporheic exchange in mountain rivers I: mechanics and environmental effects. *Geography Compass*, 3(3): 1063–1086. DOI: 10.1111/j.1749-8198.2009.00226.x
- Tonolla D. 2017. Deflussi discontinui – Misure. Un modulo dell'aiuto all'esecuzione Rinaturazione delle acque. *Pratica ambientale*, UV-1701-I, Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Berna: 133 p.
- Twining C.W., Brenna J.T., Lawrence P., Shipley J.R., Tollefson T.N., Winkler D.W. 2016. Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids support aerial insectivore performance more than food quantity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(39): 10920–10925. DOI: 10.1073/pnas.1603998113
- Twining C.W., Shipley J.R., Winkler D.W. 2018. Aquatic insects rich in omega-3 fatty acids drive breeding success in a widespread bird. *Ecology Letters*, 21(12): 1812–1820. DOI: 10.1111/ele.13156
- UFAM (Ufficio federale dell'ambiente) (ed.) 2005. Raccomandazioni. La pianificazione del territorio e i pericoli naturali. *Pratica ambientale*, UV-7516-I, UFAM, Berna: 50 p.
- UFAM (Ufficio federale dell'ambiente) (ed.) 2012. Risultati del progetto di gestione integrata del bacino fluviale. Schede tematiche sulla sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua. *Studi sull'ambiente*, UW-1211-I, UFAM, Berna: 58 p.
- UFAM (Ufficio federale dell'ambiente) (ed.) 2017a. Dinamica dei sedimenti e degli habitat. Schede tematiche sulla sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua. *Studi sull'ambiente*, UW-1708-i, UFAM, Berna: 85 p.
- UFAM (Ufficio federale dell'ambiente) (ed.) 2017b. Piano d'azione del Consiglio federale. Piano d'azione Strategia Biodiversità Svizzera. UFAM, Berna: 53 p.
- UFAM (Ufficio federale dell'ambiente) 2018. Struttura e morfologia dei corsi d'acqua. UFAM, 20.8.2018. [www.bafu.admin.ch/bafu/it/home/temi/acque/info-specialisti/stato-delle-acque/stato-dei-corsi-d-acqua/struttura-e-morfologia-dei-corsi-d-acqua.html](http://www.bafu.admin.ch/bafu/it/home/temi/acque/info-specialisti/stato-delle-acque/stato-dei-corsi-d-acqua/struttura-e-morfologia-dei-corsi-d-acqua.html)

- UFAM (Ufficio federale dell'ambiente) 2021a. Sites d'intérêt pour la conservation des espèces et de leurs habitats: qualité observée, qualité potentielle et besoin en surfaces supplémentaires. Rapport méthodologique de l'analyse menée par InfoSpecies à l'échelle nationale.
- UFAM (Ufficio federale dell'ambiente) (ed.) 2021b. Effetti dei cambiamenti climatici sulle acque della Svizzera. Idrologia, ecologia delle acque e gestione delle acque. *Studi sull'ambiente*, UW-2101-I. UFAM, Berna: 134 p.
- Uttaro A.D. 2006. Biosynthesis of polyunsaturated fatty acids in lower eukaryotes. *IUBMB Life*, 58(10): 563–571. DOI: [10.1080/15216540600920899](https://doi.org/10.1080/15216540600920899)
- Van Looy K., Tonkin J.D., Floury M., Leigh C., Soininen J., Larsen S., Heino J., Poff N.L.R., Delong M., Jähnig S.C., Datry T. 2019. The three Rs of river ecosystem resilience: resources, recruitment, and refugia. *River Research and Applications*, 35(2): 107–120. DOI: [10.1002/rra.3396](https://doi.org/10.1002/rra.3396)
- Van Rijn L.C. 1984. Sediment transport, part II: suspended load transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, 110(11) : DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1984\)110:11\(1613\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:11(1613))
- Van Rijn L.C. 2005. *Principles of sedimentation and erosion engineering in rivers, estuaries and coastal seas*. Aqua Publications, Blokkzjl: 623 p. ISBN: 9789080035669
- Vanzo D., Peter S., Vonwiller L., Bürgler M., Weberndorfer M., Siviglia A., Conde D., Vetsch D.F. 2021. Basement v3: a modular freeware for river process modelling over multiple computational backends. *Environmental Modelling and Software*, 143: 105102. DOI: [10.1016/j.envsoft.2021.105102](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105102)
- Vetsch D., Allen J., Belser A., Boes R., Brodersen J., Fink S., Franca M., Juez C., Nadyeina O., Christopher R.T., Scheidegger C., Schleiss A., Siviglia A., Weber C., Weitbrecht V. 2018. Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung: Forschungsprogramm Wasserbau und Ökologie. *Wasser, Energie und Luft*, 110(1): 19–24.
- Vetsch D.F., Bürgler M., Gerke E., Kammerer S., Vanzo D., Boes R. 2020. BASEMENT – Softwareumgebung zur numerischen Modellierung der Hydro- und Morphodynamik in Fließgewässern. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 72(7): 281–290. DOI: [10.1007/s00506-020-00677-6](https://doi.org/10.1007/s00506-020-00677-6)
- Vetsch D.F., Siviglia A., Bacigaluppi P., Bürgler M., Caponi F., Conde D., Gerke E., Kammerer S., Koch A., Peter S., Vanzo D., Vonwiller L., Weberndorfer M. 2021. System manuals of BASEMENT, version 3.1.1. Laboratory of Hydraulics, Glaciology and Hydrology (VAW). ETH Zurich, Zurigo. [www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch)
- Weber C., Nilsson C., Lind L., Alfredsen K.T., Polvi L. 2013. Winter disturbances and riverine fish in temperate and cold regions. *BioScience*, 63(3): 199–210. DOI: [10.1525/bio.2013.63.3.8](https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.3.8)
- Weber C., Sprecher L., Åberg U., Thomas G., Baumgartner S., Haertel-Borer S. 2019. Zusammenfassung und Inhalt. In: Ufficio federale dell'ambiente (UFAM) (ed.). *Wirkungskontrolle Revitalisierung – gemeinsam lernen für die Zukunft*. UFAM, Berna: 1–3.
- Wharton G., Mohajeri S.H., Righetti M. 2017. The pernicious problem of streambed colmation: a multi-disciplinary reflection on the mechanisms, causes, impacts, and management challenges. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(5): e1231. DOI: [10.1002/wat2.1231](https://doi.org/10.1002/wat2.1231)
- Wöllner R., Scheidegger C., Fink S. 2021. Gene flow in a highly dynamic habitat and a single founder event: proof from a plant population on a relocated river site. *Global Ecology and Conservation*, 28: e01686. DOI: [10.1016/j.gecco.2021.e01686](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01686)
- Wohl E., Bledsoe B.P., Jacobson R.B., Poff N.L.R., Rathburn S.L., Walters D.M., Wilcox A.C. 2015. The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience*, 65(4): 358–371. DOI: [10.1093/biosci/biv002](https://doi.org/10.1093/biosci/biv002)



---

Woolsey S., Weber C., Gonser T., Hoehn E., Hostmann M, Junker B., Roulier C., Schweizer S., Tiegs S., Tockner K., Peter A. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Eine Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-PFZ: 112 p.

Wooster J.K., Dusterhoff S.R., Cui Y., Sklar L.S., Dietrich W.E., Malko M. 2008. Sediment supply and relative size distribution effects on fine sediment infiltration into immobile gravels. *Water Resources Research*, 44(3): W03424. DOI: [10.1029/2006WR005815](https://doi.org/10.1029/2006WR005815)