



## **LIFE+ 2008**

LIFE+ Programme (European Commission)  
**LIFE+ Environment Policy and Governance**

### **Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413**

Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes

#### **ACTION GROUP P: Preparatory project phase – Review of approaches and methods, selection of methods, protocols and study sites**

- Action P\_IRSA (*month 1-9*): Preparatory project phase – Review of approaches and methods, selection of methods, protocols and study sites by IRSA
- Action P\_ISE (*month 1-9*): Preparatory project phase – Review of approaches and methods, selection of methods, protocols and study sites by ISE
- Action P\_PI (*month 1-9*): Preparatory project phase – Review of approaches and methods, selection of methods, protocols and study sites by ARPA Piemonte
- Action P\_SA (*month 1-9*): Preparatory project phase – Review of approaches and methods, selection of methods, protocols and study sites by RAS

## **Deliverable Pd4**

### **Linee guida e protocolli operativi relativi alle attività di campo per la valutazione della capacità di rimozione dei nutrienti nei fiumi**

**Guidelines and field protocols for deriving stream nutrient-related information**

**Autori:**

**Cristina Arese, Raffaella Balestrini, Alessandro Lotti**

**Con il contributo di:**

**ARPA Piemonte, Regione Autonoma della Sardegna, Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (CNR-ISE)**

Brugherio, 29 settembre 2010

LIFE 08 ENV/IT/000413 - INHABIT  
Deliverable Pd4  
29.09.2010

## INDICE:

RIASSUNTO .....	2
EXTENDED SUMMARY .....	4
1 INTRODUZIONE .....	6
1.1 LA CIRCOLAZIONE DEI NUTRIENTI NELL' ECOSISTEMA FLUVIALE .....	6
1.2 IMPORTANZA DELL' IDROMORFOLOGIA NELLA RITENZIONE DEI NUTRIENTI .....	12
1.3 METODI DI MISURA DELLA RITENZIONE DI NUTRIENTI NEI FIUMI .....	16
2 PROTOCOLLI DI CAMPO PER LA MISURA DELLA RITENZIONE DEI NUTRIENTI NEI FIUMI.....	19
2.1 MISURA DELLA RITENZIONE DEI NUTRIENTI CON IL METODO DELL'AGGIUNTA .....	19
2.1.1 SHORT TERM NUTRIENT ADDITION .....	20
2.1.2 SLUG ADDITION .....	35
2.2 MISURE IDROLOGICHE PER LA CARATTERIZZAZIONE DEI SITI SPERIMENTALI.....	43
3 BIBLIOGRAFIA .....	48

## RIASSUNTO

Nelle acque lotiche la mineralizzazione e il continuo riciclo della materia organica non avvengono sul posto, ma durante il loro trasporto da monte a valle. Questo accoppiamento tra ciclizzazione e trasporto è stato definito con l'espressione "spiralizzazione dei nutrienti" (Webster & Pattern, 1979). In una rappresentazione schematica questo concetto è stato descritto con una spirale dove minore è il diametro della spira più rapido è il tasso di riciclo e dove la distanza tra le spire indica l'entità del trasporto a valle. I fattori che influenzano la lunghezza della spirale (distanza percorsa da un atomo per completare un ciclo) includono processi fisico-chimici come la precipitazione e l'adsorbimento sui sedimenti, le variazioni idrologiche, l'assorbimento da parte di organismi autotrofi e batteri e l'influenza delle comunità macrobentoniche.

La distanza media percorsa da una molecola di nutriente in forma disciolta prima di essere rimossa dalla colonna d'acqua è chiamata "lunghezza di assorbimento" (uptake length,  $S_w$ ) e rappresenta uno dei principali indicatori utilizzati per valutare l'efficienza di ritenzione dei nutrienti in un fiume. Valori bassi di  $S_w$  (breve distanza), suggeriscono una maggior limitazione del nutriente e una maggior velocità di ricircolo e quindi un'elevata efficienza. La lunghezza di assorbimento ( $S_w$ ) può essere stimata versando nel fiume una quantità nota di nutrienti e utilizzando i valori di concentrazione al plateau, a valle del sito di rilascio. L'effetto dei processi idrologici (come la diluizione) viene valutato confrontando l'evoluzione, lungo un tratto di fiume, del nutriente e di un elemento conservativo. La lunghezza di assorbimento dei nutrienti viene calcolata dopo aver corretto la concentrazione dei nutrienti e del tracciante per i valori di background in ciascun punto di campionamento. Il rapporto in scala logaritmica tra le concentrazioni corrette di nutriente e tracciante in ogni punto è descritto da una retta. L'inverso negativo della pendenza di questa retta è il valore della lunghezza di assorbimento, espressa in unità di lunghezza (m).

La ritenzione dei nutrienti negli ecosistemi fluviali è il risultato dell'interazione tra ritenzione idrologica, biologica e chimica. I processi di ritenzione biologica, dovuti ai processi metabolici, e i processi chimici, che possono essere importanti meccanismi di ritenzione per alcuni soluti, determinano la velocità di ciclizzazione degli elementi. La ritenzione idrologica, invece, è il risultato di caratteristiche geomorfologiche che ritardano il movimento dell'acqua e delle interazioni tra acqua superficiale, sedimenti e zona iporreica che aumentano il tempo di residenza dell'acqua. Di

conseguenza, qualsiasi alterazione nell'idromorfologia dei fiumi può condizionare gli scambi tra acqua e sedimento attraverso delle modificazioni nelle connessioni longitudinali o verticali che possono condurre a una minore efficienza nella ritenzione dei nutrienti.

Nell'ambito del progetto INHABIT, l'efficienza di ritenzione dei nutrienti nei fiumi verrà valutata misurando la lunghezza di assorbimento dei nutrienti mediante esperimenti di aggiunta di nutrienti (short term additon) nei siti sperimentali selezionati. Sulla base di questo parametro verrà calcolato anche il tasso di assorbimento dei nutrienti e il coefficiente di trasferimento di massa. A differenza della lunghezza di assorbimento dei nutrienti ( $S_w$ ), questi altri due parametri non sono influenzati da variazioni nella portata e nella velocità di corrente e permettono un migliore confronto tra diversi tratti fluviali. Verranno, inoltre, stimate le dimensioni delle "transient storage zones" e delle connessioni idrologiche tra le acque superficiali e sotterranee mediante l'aggiunta di un elemento conservativo e la misura del gradiente verticale idraulico (VHG).

## EXTENDED SUMMARY

In running water systems nutrient dynamics involves uptake and storage coupled with downstream transport. These interdependent processes of nutrient cycling and downstream transport were described with the term “nutrient spiralling” (Webster & Pattern, 1979).

In a schematic representation this concept has been described as a spiral where the smaller the diameter of a loop, the faster the rate of recycling and where the distance between the spiral loops represent the extent of downstream transport. Factors affecting the spiralling length (distance travelled by an atom in completing a cycle) include physicochemical processes such as precipitation and sorption onto sediments, hydrologic variability, uptake by autotrophs and microbes, and grazing and waste excretion by animals.

The distance travelled by an atom of nutrient in dissolved inorganic form before it is removed from the water column is called “uptake length”. It represents a measure of nutrient limitation and efficiency of nutrient uptake in streams. Short travel distances indicating high demand relative to supply and greater retentiveness by the stream ecosystem, whereas long travel distances indicate the opposite. Uptake length can be estimated using plateau values of concentration of a nutrient at successive points downstream from its release. The effect of hydrologic processes (such as dilution) is evidenced by the simultaneous arrival of a definite plateau of both nutrients and a conservative solute. Plateau concentrations of the nutrient solute, corrected for dilution by dividing through by the conservative tracer, will form a straight line plot against distance on a logarithm scale. The negative inverse of the slope of this line is the value of the uptake length.

Nutrient retention in stream ecosystems is the result from the interaction of hydrologic, biological and chemical retention. Nutrient cycling and metabolic processes promote biological retention, and chemical processes may be important retentive mechanisms for certain solutes. Otherwise hydrological retention results from structural features that retard the surface water flow and from the interaction of surface water with sediment and hyporheic zone that increases water residence time. Hydro-morphological features, therefore, exert a crucial role affecting and regulating water exchange between surface water and the streambed sediments and any alteration may affect the longitudinal or vertical connections leading to a reduced efficiency in the retention of nutrients.

In the INHABIT project, nutrient retention efficiency in stream ecosystems will be estimated by measuring the nutrient uptake length in short-term nutrient additions experiments in the study

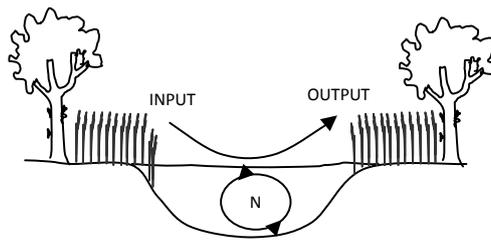
stream reaches. Based on this parameter we will also calculate the nutrient uptake rate and the mass transfer coefficient. While uptake length is affected by variations in stream flow, these two other parameters are not, and they therefore allow inter-site comparisons. We will also estimate the size of the transient storage zone and the surface-subsurface hydrologic linkages within each study reach by conducting additions of conservative tracers and measuring the vertical hydraulic gradient.

## 1 INTRODUZIONE

### 1.1 LA CIRCOLAZIONE DEI NUTRIENTI NELL' ECOSISTEMA FLUVIALE

Il termine circolazione dei nutrienti, in un ambiente acquatico, definisce il trasferimento di un atomo, come l'azoto o il fosforo, da una fase disciolta e disponibile, al comparto biologico, il suo passaggio attraverso uno o più anelli della catena alimentare, il successivo rilascio nell'ambiente tramite escrezione e decomposizione e, a completamento del ciclo, il successivo ritorno del nutriente nel pool di nutrienti disciolti e disponibili (Allan & Castillo, 2007).

In un ecosistema chiuso, come ad esempio un lago o uno stagno, tali processi possono essere descritti e schematizzati da un cerchio di diametro tanto più piccolo quanto più rapidi sono i processi di trasformazione dei nutrienti (fig.1).



*Fig.1 – Circolazione dei nutrienti in un sistema chiuso*

Diversamente, nelle acque correnti la mineralizzazione e il continuo riciclo della materia organica non avvengono sul posto, ma durante il loro trasporto da monte a valle così che questi processi non si chiudono in situ, ma dopo un percorso più o meno lungo.

Per questi motivi l'accoppiamento tra ciclizzazione e trasporto dei nutrienti che si osserva nei corsi d'acqua è stato definito come "SPIRALIZZAZIONE". Graficamente è come se la serie di cicli che si succedono nel tempo venisse "stirata" nello spazio fino a formare una spirale (fig.2).

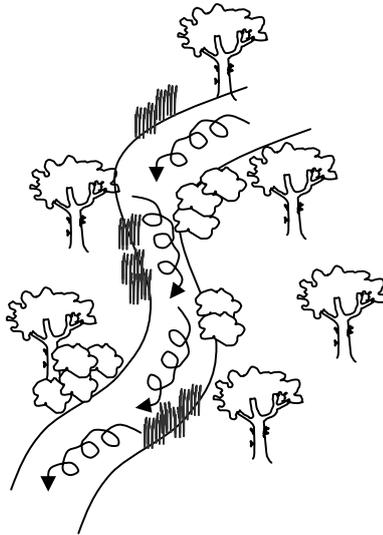


Fig. 2 - Il concetto di spiralizzazione dei nutrienti in un corso d'acqua

Questa spirale è di diametro tanto più stretta quanto più elevata è l'attività biologica (più veloce il riciclo) e con spire tanto più ravvicinate tra loro quanto più elevata è la capacità di ritenzione del sistema (più ridotto il trasporto) (fig.3) (Webster & Patten 1979, Newbold 1981, Cummins et al. 2006).

	MECCANISMI		EFFETTI SULLA CICLIZZAZIONE DEI NUTRIENTI		RISPOSTA DELL'ECOSISTEMA ALL'AGGIUNTA DI NUTRIENTI	STABILITÀ ECOSISTEMA
	RITENZIONE	ATTIVITÀ BIOLOGICA	TASSO DI RICIRCOLO	DISTANZA TRA LE SPIRE		
a	ALTA	ALTA	VELOCE	CORTA	CONSERVATIVO (I>E)	ALTA
b	ALTA	BASSA	LENTO	CORTA	ACCUMULATORE (I>E)	ALTA
c	BASSA	ALTA	VELOCE	LUNGA	CONSERVATIVO INTERMEDIO <a >d	BASSA
d	BASSA	BASSA	LENTO	LUNGA	ESPORTATORE (I=E)	BASSA

Fig. 3 – Effetti di differenti relazioni tra la distanza di trasporto e l'attività biologica sulla spiralizzazione dei nutrienti. Più piccolo è il diametro della spira più veloce è il tasso di riciclo. La distanza tra le spire indica la distanza del trasporto. I=import, E=export (modificata da Cummins et al., 2006)

In generale, una spirale completa (cioè la distanza percorsa da un atomo di nutriente per completare un ciclo) comprende il trasporto per un tratto di fiume del nutriente nella colonna d'acqua in una forma disciolta e disponibile fino a quando esso non viene assimilato nel comparto

biologico (uptake, U) e la distanza percorsa dal nutriente nel biota fino al successivo ritorno nella colonna d'acqua (rilascio, R).

La lunghezza della spirale (S, espressa in m) è stata definita come la somma delle distanze percorse nella colonna d'acqua ( $S_w$ ) e nel comparto biologico ( $S_b$ ) e viene schematizzata come si può osservare in figura 4. Stime di  $S_w$  e  $S_b$  permettono di valutare l'efficienza della ritenzione di nutrienti (dovuta a fattori biotici e abiotici) del tratto fluviale in questione e sono utilizzate per determinare come i diversi fattori influenzino la circolazione dei nutrienti o per confrontare tra loro corsi d'acqua con differenti caratteristiche (diverso uso del suolo, regime idrologico,..).

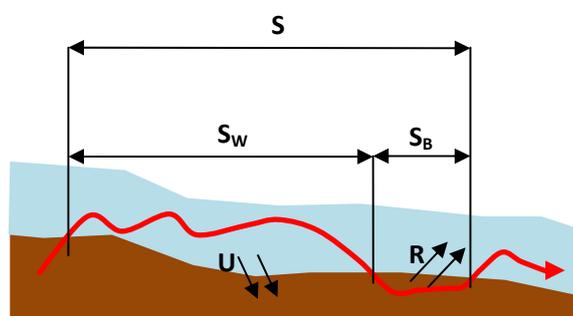


Fig.4 - La spiralizzazione dei nutrienti. Una spirale completa è la somma delle distanze percorse nella colonna d'acqua ( $S_w$ ) e nel comparto biologico ( $S_b$ ).

Dal momento che il biota (perifiton, macroinvertebrati bentonici e microorganismi) è strettamente associato al sedimento, generalmente, un atomo di nutriente percorrerà una distanza maggiore nella colonna d'acqua e per questo è lecito attendersi che  $S_w$  sia maggiore di  $S_b$  (Allan & Castillo, 2007).

La  $S_w$  o "nutrient uptake length", definita come la distanza media percorsa da una molecola di nutriente prima di essere rimossa dalla colonna d'acqua (Newbold et al. 1981), rappresenta uno dei principali indicatori utilizzati per valutare l'efficienza di ritenzione dei nutrienti in un fiume. Valori bassi di  $S_w$  (breve distanza), suggeriscono una maggior limitazione del nutriente e una maggior velocità di ricircolo e quindi un'elevata efficienza.

La spiralizzazione dei nutrienti in un corso d'acqua è influenzata sia da processi fisico-chimici sia da processi legati alla componente biotica da cui dipendono i tassi di assimilazione e la velocità di trasformazione del nutriente nelle sue diverse forme.

In figura 5 viene riportato il modello concettuale presentato da Valett (1996) dove la capacità di ritenzione totale di un ecosistema è descritta come il prodotto tra il tasso di trasformazione del

nutriente (massa/tempo) e il tempo di residenza dell'acqua (tempo). La ritenzione idrologica è il risultato di caratteristiche geomorfologiche che ritardano il movimento dell'acqua e delle interazioni tra l'acqua superficiale e sotterranea che aumentano il tempo di residenza dell'acqua. I processi di ritenzione biologica e chimica determinano, invece, la velocità di ciclizzazione degli elementi.

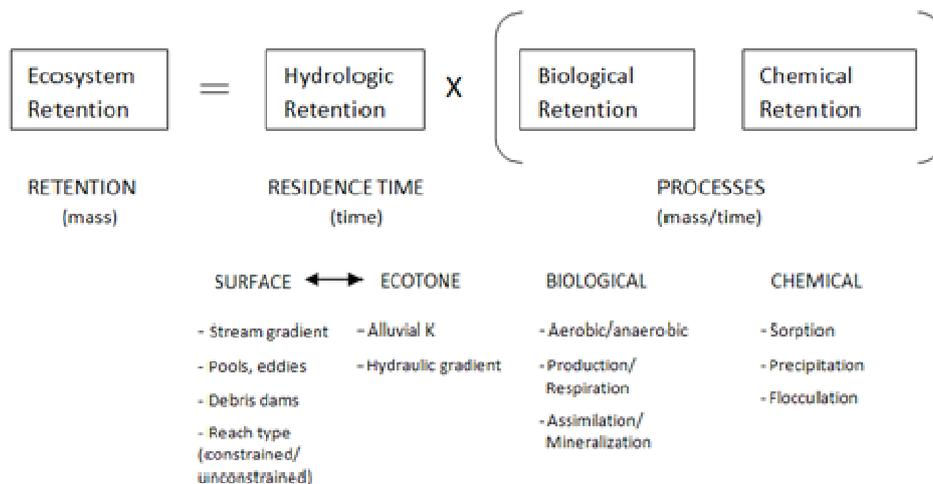


Fig.5 - Modello concettuale che descrive la ritenzione dei nutrienti nei fiumi. La capacità di ritenzione totale di un ecosistema è descritta come il prodotto tra il tasso di trasformazione del nutriente (massa/tempo) e il tempo di residenza dell'acqua (tempo) (da Valett 1996).

Tra i processi abiotici la precipitazione o l'adsorbimento ai sedimenti, possono avere un'influenza rilevante soprattutto per l'ortofosfato, meno per l'ammonio e in misura ancora minore per il nitrato. L'adsorbimento ai sedimenti è un processo molto veloce ed è favorito quando le concentrazioni in soluzione o nell'acqua interstiziale sono superiori a quelle di equilibrio con il sedimento. L'adsorbimento è poi facilitato se il substrato è caratterizzato da particelle fini, come le argille, rispetto a materiali più grossolani. Questo fenomeno può costituire un serbatoio temporaneo di accumulo da cui il nutriente potrà essere liberato in seguito, anche dopo mesi o settimane.

I processi biologici comprendono processi metabolici aerobici e anaerobici che portano all'assimilazione e alla mineralizzazione dei nutrienti. Numerosi fattori possono influire sulla velocità di assimilazione e trasformazione delle diverse specie ioniche. La presenza di carbonio organico, ad esempio, è fondamentale per sostenere le comunità microbiche. La maggiore o

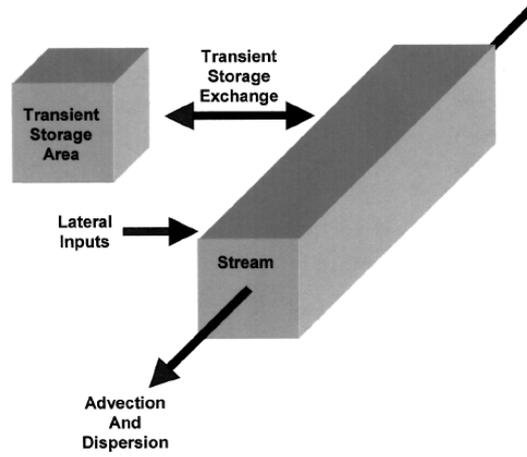
minore abbondanza del nutriente può fungere da regolatore dei processi e ad esempio, elevate concentrazioni di nitrati possono ridurre i tassi di nitrificazione. E ancora, la presenza di condizioni anossiche nei sedimenti può favorire fenomeni di denitrificazione batterica, responsabili della rimozione dell'azoto dall'ambiente acquatico.

I processi biologici sono poi decisamente legati alla stagionalità essendo influenzati anche da fattori quali la temperatura, l'intensità luminosa o l'ombreggiamento del corso d'acqua, si pensi ad esempio alle comunità algali o alle macrofite acquatiche. In sistemi azoto – fosforo limitati, inoltre, anche gli apporti di nutrienti possono essere legati a particolari periodi dell'anno, es. autunno con la senescenza fogliare e possono, limitatamente a quel periodo, determinare un maggior consumo dei nutrienti da parte del comparto biologico portando a una diminuzione dell'uptake length.

La stagionalità influenza anche i cicli vitali delle comunità macrobentoniche, così come il regime idrologico o la presenza di particolari condizioni ambientali che determinandone la presenza e la composizione, regolano l'interazione tra nutrienti e comunità biologica.

Il regime idrologico rappresenta un altro fattore chiave. Se, infatti, può accadere che in condizioni di bassa portata, i fenomeni di adsorbimento al sedimento o di assimilazione dalla componente biologica possano essere facilitati, dall'altro portate elevate e un conseguente aumento della velocità di corrente possono determinare un aumento nell'uptake length ( $Sw$ , distanza percorsa dal nutriente nella colonna d'acqua). L'entità del trasporto non dipende solo dalla velocità della corrente e dalla portata, ma anche dalla presenza ed efficienza di meccanismi e strutture in grado di intrappolare i nutrienti. Nei fiumi, ad esempio, le foglie e altri frammenti vegetali che cadono in acqua possono essere trasportati molto lontano o, diversamente, possono essere sequestrati in fondo all'alveo, intrappolati tra massi e ciottoli, sulla riva tra le radici emergenti della vegetazione riparia, costituendo in tal modo un'importante riserva alimentare per le comunità biologiche. Di fondamentale importanza sono anche le "transient storage zones" (fig.6), cioè porzioni del corso d'acqua in cui si verifica una riduzione locale della velocità della corrente, come nelle pozze profonde, nelle situazioni di ristagno e nei tratti con pendenza ridotta e dove i processi di ritenzione sono maggiormente favoriti (Ensygn & Doyle 2006, Haggard et al. 2001).

Le caratteristiche geomorfologiche hanno, quindi, una funzione fondamentale esercitando un duplice ruolo sulla capacità di ritenzione dei nutrienti dal momento che se da un lato influenzano la ritenzione idrologica, dall'altro fungono da fattori di regolazione dei processi di ritenzione chimici e biologici (vedi par. 1.4).



*Fig.6 – Modello concettuale che descrive le transient storage zones (da Haggard et al., 2001)*

## 1.2 IMPORTANZA DELL' IDROMORFOLOGIA NELLA RITENZIONE DEI NUTRIENTI

Molti processi che avvengono nella zona iporreica dipendono da quelle componenti abiotiche in grado di controllare la velocità e la direzione dei flussi d'acqua tra il comparto superficiale e quello sotterraneo attraverso i sedimenti. Gli scambi tra l'acqua e i sedimenti saturi possono avvenire in senso verticale, cioè nell'alveo tra acqua superficiale e sotterranea, lateralmente cioè tra zona riparia e fiume, longitudinalmente durante il movimento dell'acqua da monte a valle ad esempio nelle zone di riffle e pool e a livello di macroscale dove si hanno curve o meandri (fig.7). Maggiori sono gli scambi, cioè più elevata è la frazione di flusso che attraversa la zona iporreica, e più efficienti saranno i processi biogeochimici che potranno portare alla ritenzione dei nutrienti.

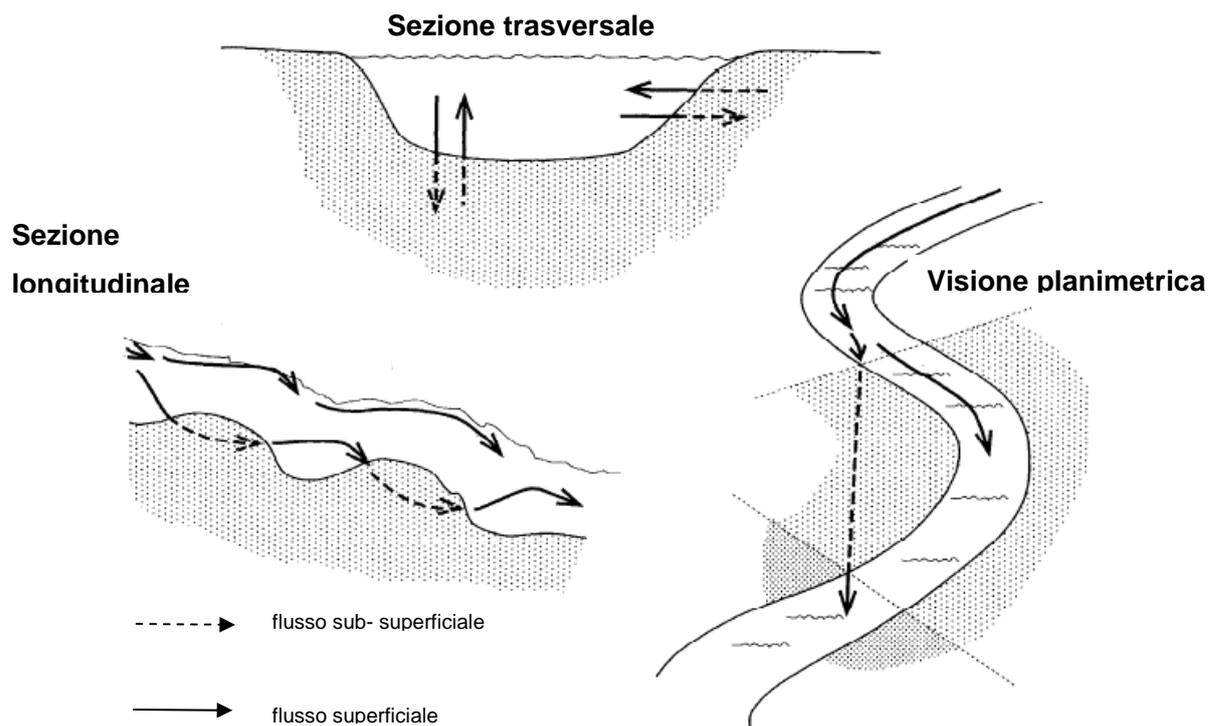


Fig.7 - Schema che illustra gli scambi verticali e laterali dell'acqua tra il canale e i sedimenti saturi cioè la zona iporreica (area ombreggiata). Da Findlay 1995.

Le interazioni tra acqua superficiale e sotterranea variano molto tra i sistemi lotici. La presenza di lenti di argilla impermeabile nei sedimenti può limitare molto l'ampiezza della zona iporreica (Smock et al. 1992), mentre si è osservato che in corsi d'acqua di regioni aride con substrato sabbioso il volume dell'iporreico era 320 volte maggiore di quello dell'acqua superficiale (Valett et al. 1990). Nel famoso "Little Lost Man Creek" in California, il 25% della portata totale, in condizioni di "baseflow", era all'interno degli spazi interstiziali della zona iporreica (Zellweger et al. 1989). Analogamente, Castro e Hornberger (1991) calcolarono che il 47% della portata in fiumi montani di basso ordine attraversava la zona iporreica.

Analogamente ad alcune caratteristiche come la portata, il trasporto dei sedimenti etc., anche i flussi idrologici caratterizzanti la zona iporreica possono essere previsti in base alla litologia del bacino fluviale e, ad esempio, varieranno molto tra bacini costituiti da rocce cristalline e tra quelli prevalentemente formati da rocce sedimentarie più soggette all'erosione (Valett et al. 1996). In uno studio condotto in tre corsi d'acqua caratterizzati da sedimenti derivanti da materiale con differente litologia, Valett et al. (1996) osservarono che il flusso d'acqua superficiale che penetrava nell'aquifero alluvionale era proporzionale alla conducibilità idraulica dei sedimenti. Analogamente la lunghezza di assorbimento (uptake length) del nitrato è risultata più elevata nel sito con prevalenza di arenarie e siltiti, intermedia nel sito vulcanico e più corta in quello con rocce granitiche (Valett et al., 1996).

Il tempo di contatto dell'acqua con i sedimenti iporreici è fondamentale per l'attivazione dei processi in grado di influenzare la ciclizzazione dei nutrienti nell'ecosistema fluviale e in ultima analisi nel determinare quelle differenze nella concentrazione di alcune specie chimiche (e.g. O<sub>2</sub>, DOC, N) che spesso si osservano tra iporreico e acqua superficiale. Findlay (1995), ha osservato ad esempio, una relazione negativa tra le concentrazioni iporreiche di O<sub>2</sub> e il tempo di contatto dell'acqua con i sedimenti iporreici. In sistemi con flussi lenti su distanze lunghe è maggiore la possibilità di osservare variazioni nella chimica dell'acqua, anche se i sedimenti sono poco reattivi dal punto di vista biochimico. Al contrario se i flussi attraverso l'iporreico sono molto rapidi e corti è più difficile che, ad esempio i processi respiratori, anche se molto attivi nell'iporreico, possano ridurre la concentrazione di ossigeno nell'acqua interstiziale.

Il tempo di contatto ha due componenti: la velocità del flusso interstiziale e la lunghezza del tratto in cui avviene l'interazione tra acqua e sedimento (Findlay, 1995). La prima componente è controllata dalla permeabilità dei sedimenti e dal gradiente idraulico. Sedimenti con granulometria

fine e quindi alta conducibilità idraulica, favoriscono il tempo di residenza dell'acqua ma, a parità di dimensione mediana delle particelle, i sedimenti molto assortiti sono più permeabili di quelli omogenei (Freeze & Cherry 1979). Il gradiente idraulico (tra acqua superficiale e sotterranea) varia con il gradiente fluviale: corsi d'acqua a maggior pendenza favoriscono rapidi flussi interstiziali; interruzioni nel gradiente fluviale rappresentati da sequenze pool-riffle, meandri, costrizioni nel canale etc. creano zone con variazioni nella profondità dell'acqua che generano gradienti idraulici e quindi intensificano i flussi interstiziali.

Alcuni tra i modelli più recenti e diffusi (es. OTIS, Runkell 1998) che descrivono il trasporto e il destino dei soluti nei corpi idrici considerano oltre ai processi di advezione, dispersione e flussi laterali anche i cosiddetti meccanismi di "transient storage". Con questo termine vengono definiti i rallentamenti che il flusso d'acqua subisce rispetto alla velocità media nel canale ad opera di alcuni comparti o strutture presenti nel fiume. Esempi di zone di "transient storage" sono le piccole pool dove l'acqua può ristagnare, le zone dove si creano mulinelli o piccoli vortici, i canali laterali, le zone con irregolarità nel letto fluviale, le "back waters" cioè le zone all'interno di una barra in cui si ha risalita verso monte dell'acqua del fiume, le dighe di detrito, gli sbarramenti (es. tronchi caduti in acqua). A ciò si aggiunge la zona iporreica dove il tempo di percorrenza dei soluti può essere più lungo rispetto a quello dei soluti che viaggiano all'interno della colonna d'acqua. La dimensione di queste zone può essere quantificata attraverso dei modelli di trasporto applicati a dati ottenuti con esperimenti di aggiunta di nutrienti (Bencala & Walters 1983).

Qualsiasi alterazione nell'idromorfologia dei fiumi può condizionare gli scambi tra acqua e sedimento attraverso delle modificazioni nelle connessioni longitudinali o verticali che possono condurre a una minore efficienza nella ritenzione dei nutrienti. Ad esempio la canalizzazione riduce la variabilità naturale dei flussi e del substrato nei corsi d'acqua e ciò può portare a una diminuzione della superficie delle transient storage zone e conseguentemente a una riduzione della ritenzione dei nutrienti (Bukaveckas, 2007). Al contrario le anse naturali dei fiumi creano ambienti con flussi complessi che favoriscono gli scambi con l'iporreico (Rhoads et al. 2003). Uno studio su 16 fiumi in Nord America ha dimostrato come la deforestazione delle fasce riparie che causava una forte restrizione dei canali avesse poi come conseguenza ambientale una perdita di habitat fluviali che comprometteva anche la capacità autodepurante del fiume (Sweeney et al. 2004). Secondo altri autori invece la rimozione della fascia riparia può in alcuni casi avere degli

effetti positivi perché potrebbe portare a un incremento dell'efficienza di rimozione attraverso l'aumento della disponibilità di luce per i produttori primari (Sabater et al., 2000).

Anche i cambiamenti climatici hanno potenzialmente la possibilità di cambiare le funzioni autodepuranti dei fiumi attraverso le alterazioni idromorfologiche. Ad esempio le variazioni nel regime pluviometrico inducono variazioni nel regime idrologico dei fiumi che diventa molto instabile e che può portare a modificazioni nelle connessioni longitudinali (e.g. sequenza pool-riffle). I cambiamenti climatici inducono alterazioni anche nella vegetazione, nell'uso del suolo e nelle caratteristiche del suolo che a loro volta possono condurre all'aumento dei processi erosivi e quindi alla modifica delle interazioni verticali come nel caso della "siltation" che annulla gli scambi iporreici (Eurolimpacs, WP2, Sub-Task 4.2: Experiments on tracer additions).

### 1.3 METODI DI MISURA DELLA RITENZIONE DI NUTRIENTI NEI FIUMI

La capacità di ritenzione di un corso d'acqua può essere valutata con misure sperimentali volte a stimare il tasso di uptake dei nutrienti da parte dell'ecosistema.

Una stima dell'"uptake rate" (tasso di assimilazione dei nutrienti) può essere realizzata sversando nel fiume una quantità quantificabile di nutrienti e seguendone il trasporto per una determinata distanza. Si può operare effettuando l'aggiunta di una quantità di nutrienti decisamente superiore e ben distinguibile dalle concentrazioni naturali (short term addition o slug addition) o attraverso il rilascio di piccole quantità di isotopi stabili o radioattivi (Mulholland et al. 2002, Dodds et al. 2000, Allan & Castillo, 2007).

Per gli esperimenti di "addition" (short term o slug addition) vengono utilizzati sali contenenti ammonio, nitrato o ortofosfato. Di solito simultaneamente all'aggiunta di nutrienti si effettua anche l'aggiunta di un elemento conservativo, Cl o Br, da utilizzare per stimare i fenomeni idrologici, come il contributo della diluizione, lungo il tratto di fiume considerato. L'aggiunta di nutrienti può essere effettuata aggiungendo una soluzione concentrata di nutrienti in piccole quantità a flusso costante per alcune ore (short term addition) (fig.8) o sversando tutta la soluzione in un'unica volta (slug addition).



*Fig.8 - Due fasi dell'esperimento di aggiunta di nutrienti nel torrente Curone (progetto IRSA-CNR): aggiunta della soluzione con pompa peristaltica e misura delle variazioni di conducibilità 100 m a valle (foto IRSA).*

Dall'analisi del trasporto dei nutrienti, confrontato con quello dell'elemento conservativo, si ricavano l'uptake length ( $S_w$ ), il mass transfer coefficient (velocità di rimozione di una molecola di nutriente dalla colonna d'acqua in seguito a processi biotici e abiotici,  $v_r$ ) e l'uptake rate (U).

Con una metodologia analoga che prevede un'aggiunta a flusso costante per alcune ore e la successiva raccolta di campioni a valle per monitorare il trasporto della soluzione aggiunta, alcuni autori, per raggiungere i medesimi obiettivi, hanno suggerito l'utilizzo di isotopi stabili. Anche in questo caso è possibile, studiando le variazioni osservate lungo un tratto di fiume, calcolare alcune metriche, come l'uptake length e l'uptake rate per valutare l'efficienza di rimozione dei nutrienti. Inizialmente sono stati utilizzati isotopi radioattivi del fosforo (come  $^{32}\text{P}$ ) che furono, però, ben presto abbandonati per gli elevati rischi sulla salute umana e per la loro pericolosità a livello ambientale (Mulholland et al., 1985, Mulholland et al., 1990). Successivamente si è passati al rilascio di ammonio e nitrato marcati con  $^{15}\text{N}$ , ad oggi ancora ampiamente utilizzati.

Questo tipo di metodica presenta l'enorme vantaggio di poter effettuare l'aggiunta di una modica quantità di nutrienti senza un'alterazione sostanziale delle concentrazioni naturali dell'ecosistema. Inoltre è possibile non solo quantificare la velocità di ritenzione dei nutrienti in un ecosistema, ma anche seguirne il destino nei diversi comparti ambientali, come anche la sua assimilazione da parte di batteri e vegetazione fino al trasferimento nella catena trofica. Dall'altro lato gli elevati costi di questo tipo di approccio, soprattutto su fiumi di grandi dimensioni che richiedono una quantità considerevole di isotopi, lo rendono spesso di difficile applicazione.

Nonostante alcuni autori abbiano evidenziato come il metodo dell'aggiunta di nutrienti porti a una sovrastima dell'uptake length reale ( $Sw_{amb}$ ) (Allan & Castillo, 2007; Mulholland et al. 2002, Dodds et al., 2002), questa tecnica è spesso preferita al rilascio di isotopi per la sua semplicità ed economicità.

Recentemente, per migliorare le possibilità di questa tecnica nella stima della  $Sw_{amb}$  alcuni autori hanno proposto metodiche di aggiunte a più livelli (Bernhardt, 2002) o il metodo dell'estrapolazione (Payn et al., 2005) basato su aggiunte a differenti concentrazioni.

La capacità di ritenzione può essere, poi, studiata con misure indirette che permettano di quantificare i diversi processi in gioco. In alcuni studi, ad esempio, è stata valutata l'efficienza e la velocità di degradazione, decomposizione e assimilazione dell'ecosistema di materiale vegetale (litter bags). Questo metodo prevede l'esposizione nel fiume per un certo periodo di materiale vegetale (es. foglie) preferibilmente prelevato in loco. Le foglie vengono preventivamente essiccate e pesate e successivamente riposte in appositi sacchetti di rete (litter bags). Le buste vengono poi alloggiare nel fiume ancorate al fondo e lasciate esposte per un determinato periodo. Successivamente vengono recuperate, il contenuto viene nuovamente essiccato per quantificare la

diminuzione del materiale originale (Tiegs et al. 2008, Gulis & Suberkropp 2003, Carvalho & Uieda 2009,).

Studi specifici si sono poi orientati sulla quantificazione dei singoli processi (es. denitrificazione,..) e sullo studio delle comunità biologiche coinvolte nell'assimilazione e trasformazione dei nutrienti, sull'influenza della vegetazione (Tiegs et al. 2008, Mulholland et al. 1997, Sabater et al. 2000).

Dati i vantaggi sopra citati di economicità, rapidità e semplicità del metodo dell'addition e data l'elevata disponibilità di dati di letteratura, nonché l'esperienza già acquisita dall'IRSA nell'applicazione di questa metodica, l'efficienza di ritenzione dei nutrienti nei siti sperimentali individuati nel progetto INHABIT (come previsto nell'Action Group I2) sarà valutata con esperimenti di short term o slug addition.

## **2    PROTOCOLLI DI CAMPO PER LA MISURA DELLA RITENZIONE DEI NUTRIENTI NEI FIUMI**

Secondo quanto previsto dall'“Action Grup I2” la ritenzione dei nutrienti verrà effettuata in entrambe le regioni Sardegna e Piemonte e, all'interno di ogni regione, in uno dei tipi fluviali selezionati nell'ambito dell'“Action Group I1”. Verranno quindi messi a confronto i risultati ottenuti dai siti in condizioni naturali o semi-naturali e quelli dei siti più alterati. Le sperimentazioni verranno effettuate in stagioni diverse, per tener conto anche variabilità nel tempo.

I protocolli presentati di seguito sono stati elaborati a partire dalle precedenti esperienze a riguardo condotte dall'IRSA, nonché dalle linee guida indicate nell'ambito del progetto Europeo Streames (EU Streames, EVK1-CT-2000-00081).

### **2.1   MISURA DELLA RITENZIONE DEI NUTRIENTI CON IL METODO DELL'AGGIUNTA**

Per stimare l'efficienza e la capacità di ritenzione dei nutrienti (es. N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub>), in ciascuna data di campionamento verrà condotto un esperimento di aggiunta nel corso d'acqua di un nutriente e di un elemento conservativo (Cl) a concentrazioni note. La velocità con cui diminuisce la concentrazione di nutrienti lungo l'asta sarà legata alla capacità di ritenzione del fiume, la quale a sua volta dipende da processi biotici e abiotici. L'elemento conservativo verrà utilizzato come tracciante per stimare i fenomeni di diluizione lungo il tratto considerato.

Questo tipo di sperimentazione permetterà di ottenere informazioni di diverso tipo:

- l'aggiunta di nutrienti e tracciante fornirà informazioni sulla ritenzione dei nutrienti lungo ciascun tratto studiato (cioè, uptake length, velocità di assorbimento e coefficienti di trasferimento di massa) (i.e., uptake length, uptake rate and mass transfer coefficients).
- l'aggiunta del tracciante conservativo fornirà informazioni sulle caratteristiche idrologiche e idrauliche a scala di sito.

Questi esperimenti potranno essere condotti secondo due modalità:

- aggiunta della soluzione a velocità costante (si veda procedura per la short-term nutrient addition),

o, in alternativa:

se i quantitativi di reagenti necessari per aumentare le concentrazioni di fondo e portarle al plateau fossero troppo elevati, si ricorrerà all'aggiunta istantanea della soluzione (vedi procedura slug addition).

### **2.1.1 SHORT TERM NUTRIENT ADDITION**

#### ***Note generali:***

Scopo dell'esperimento è stimare l'efficienza di ritenzione dei nutrienti in un tratto di fiume misurando l'uptake length e la capacità di ritenzione dei nutrienti (nutrient retention capacity).

Come descritto in precedenza, l'“uptake length” è la distanza media percorsa da una molecola di nutriente prima di essere rimossa dalla colonna d'acqua (Newbold et al., 1981) e questo parametro può essere utilizzato come misura dell'efficienza di rimozioni dei nutrienti in un corso d'acqua.

Prima di impostare l'esperimento è bene ricordare che un'alterazione eccessiva delle concentrazioni di base del fiume potrebbe alterare la naturale capacità di ritenzione dell'ecosistema (Mulholland et al. 1990), evidenziando una capacità di ritenzione legata all'input di nutrienti fornito e diversa dalla naturale capacità del tratto considerato.

Pertanto occorrerà pianificare un'aggiunta di nutrienti tale per cui la concentrazione risultante sia abbastanza elevata per permettere di misurare una differenza di concentrazione tra le concentrazioni iniziali e quelle al raggiungimento del plateau, ma non al punto di non alterare in misura significativa i tassi di assorbimento rispetto alle concentrazioni basali. Tenendo conto delle precedenti considerazioni, si deciderà, quindi, di aumentare le concentrazioni di fondo dopo aver preventivamente caratterizzato il corpo idrico dal punto di vista chimico e sulla base delle condizioni di portata registrate contestualmente all'esperimento.

Un altro fattore importante da considerare è il rapporto esistente tra i diversi nutrienti. Dal momento che l'aggiunta di un solo elemento nutritivo porterebbe ad un cambiamento del rapporto naturale tra questi elementi (ad esempio, DIN : P) si provvederà a fare aggiunte proporzionali di N e P anche nel caso in cui si volesse testare la capacità di ritenzione di uno solo dei due nutrienti.

La soluzione di aggiunta conterrà inoltre un elemento conservativo da utilizzare come tracciante (solitamente Cl o Br) per correggere le variazioni di concentrazione dei nutrienti misurate a valle

per il contributo di processi fisici come avvezione, diluizione e dispersione. Nel nostro caso verrà utilizzato il Cl e le variazioni di concentrazione verranno misurate direttamente con l'ausilio di una sonda conduttimetrica posizionata nel punto finale del tratto selezionato e che servirà anche per individuare il raggiungimento dello stato di plateau. Il plateau si considererà raggiunto quando la conducibilità, nel punto finale del tratto considerato, dopo una fase di crescita, si manterrà costante nel tempo.

Anche nel caso del tracciante le concentrazioni di base verranno aumentate tenendo conto delle considerazioni precedenti e calcolate utilizzando lo stesso approccio utilizzato per i nutrienti basato sul bilancio di massa, come verrà illustrato in seguito.

Gli esperimenti di aggiunta permetteranno di stimare anche alcuni parametri idrologici e idraulici sulla base dei dati di concentrazione del tracciante. La maggior parte di questi parametri vengono calcolati a partire dalla registrazione in continuo delle variazioni di concentrazione del tracciante nel punto finale del tratto in esame. Per fare questo verrà posizionato un conduttimetro dotato di datalogger in grado di registrare misure di conducibilità ogni 5-10 secondi per tutta la durata dell'esperimento.

Occorre sottolineare che per misurare una diminuzione lineare della concentrazione di nutrienti lungo il tratto selezionato, il sito sperimentale dovrebbe essere il più omogeneo possibile. Sarà bene verificare, infine, che lungo il tratto selezionato non siano presenti punti di immissione, anche occasionali (scarichi, canali di drenaggio dei campi agricoli,..), che possano alterare il buon esito dell'esperimento.

Verrà selezionato un tratto di circa 100 m lungo il quale verranno identificati da 6 a 10 punti di campionamento di cui uno a breve distanza dal punto in cui verrà effettuata l'aggiunta. Quest'ultimo deve essere situato ad una distanza sufficiente da garantire la completa miscelazione della soluzione con l'acqua del fiume.

### **Protocollo di campo per la “short term addition”**

#### ***Materiale necessario:***

- Metro o bindella
- Contenitore da 20-50 l dove preparare la soluzione per l'aggiunta
- Cilindro graduato da 1-2 l
- Sali di: NaCl (sale da cucina), NH<sub>4</sub>Cl, NaNO<sub>3</sub> (o KNO<sub>3</sub>) e Na (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>). H<sub>2</sub>O
- Bilance per pesare i sali per l'aggiunta
- Pompa peristaltica per aggiungere la soluzione a flusso costante
- Cronometro
- Cilindro graduato da 50-100 ml per calibrare il flusso di aggiunta della soluzione
- Conduttimetro da campo con datalogger per registrare i dati di conducibilità ogni 5-10 secondi
- Bottiglie in polietilene per i campioni acquosi
- Guanti, per evitare la contaminazione dei campioni durante il prelievo
- Membrane filtranti (0,45 µm) e supporti per la filtrazione in campo dei campioni acquosi
- Siringhe da 50-100 ml per il prelievo dei campioni
- Borse frigo e panetti di ghiaccio per il trasporto dei campioni al laboratorio.
- Portaprovette o secchi per il trasporto delle siringhe contenenti i campioni

#### ***Preparazione della soluzione***

La quantità di nutrienti, necessaria nel contenitore, per raggiungere una determinata concentrazione nel fiume è calcolata sulla base di un bilancio di massa:

$$Fr = Fad + Fw$$

Dove:

Fr è il flusso di nutrienti risultante (mg/s) nel fiume al plateau durante l'esperimento

Fw è il flusso di nutrienti nel fiume prima dell'inizio dell'aggiunta

Fa è il flusso di nutrienti dal contenitore (cioè, il flusso con cui la soluzione gocciola nel fiume).

Si può assumere che la portata durante l'aggiunta (Qr, l/s) sia la somma della portata del fiume (Qw, l/s) e del flusso di soluzione aggiunta a goccia a goccia (Qad, l/s), cioè  $Qr = Qw + Qad$ .

Sostituendo, poi, nell'equazione precedente i flussi con il prodotto tra le concentrazioni (C, mg/l) e le portate (Q, l/s) e usando il termine  $Qr = Qw + Qad$  nell'equazione precedente, si ottiene:

$$C_r * (Q_w + Q_{ad}) = (C_{ad} * Q_{ad}) + (C_w * Q_w)$$

Se vogliamo aumentare la concentrazione di nutrienti  $x$  volte ( $C_w$ ), di conseguenza la concentrazione di nutrienti nel fiume durante l'aggiunta ( $C_r$ ) può essere espressa come  $x C_w$ . La concentrazione del nutriente nel contenitore ( $C_{ad}$ ) sarà calcolata utilizzando l'equazione:

$$C_a = \frac{[x C_w * (Q_a + Q_w)] - (C_w * Q_w)}{Q_a}$$

La quantità di reagente da utilizzare per ottenere la concentrazione stimata nel contenitore sarà:

$$\text{mg reagente/l} = C_a * (\text{mg reagente/mg elemento})$$

e

$$\text{mg reagente} = \text{mg reagente/l} * \text{volume di solution (l)}$$

**N.B.** È importante preparare un volume di soluzione sufficiente per tutta la durata dell'aggiunta ed evitare di aggiungere in un secondo momento dell'altra soluzione. Se questo fosse però necessario, è consigliabile preparare un'ulteriore aliquota di soluzione utilizzando le medesime proporzioni di reagenti della soluzione iniziale.

La concentrazione dei nutrienti da stimare per la preparazione della soluzione dipende come già accennato dalla portata e dalle concentrazioni di base del corpo idrico. Pertanto, la concentrazione risultante non potrebbe non coincidere esattamente con quella calcolata. Occorre sottolineare che una stima non corretta delle quantità di reagente da aggiungere può pregiudicare in toto la riuscita dell'esperimento. È bene quindi che le poche misure idrologiche necessarie per i calcoli siano relative alle reali condizioni idrologiche presenti nel sito al momento in cui in cui si intende effettuare l'esperimento. Un possibile accorgimento è di portare in campo tutto il materiale necessario per preparare la soluzione (reagenti, bilance,...) e ricontrollare i calcoli poco prima dell'aggiunta verificando la reale portata del fiume e ove possibile e necessario le concentrazioni dei nutrienti.

I calcoli descritti possono essere utilizzati sia per calcolare le quantità di nutrienti da utilizzare nell'aggiunta, sia per quelle del tracciante conservativo. In questo caso le concentrazioni risultanti non sono così critiche come quelle dei nutrienti, ma occorre prestare attenzione a non aumentare eccessivamente la salinità al fine di evitare effetti negativi sul biota.

I calcoli in precedenza descritti sono stati introdotti in un foglio di calcolo da utilizzare nella preparazione di ciascun esperimento.

***Procedure operative della short term addition:***

1. Misurare con la bindella la lunghezza totale del tratto sperimentale
2. Definire 6-10 punti di campionamento lungo il tratto e misurare le distanze relative tra un punto e l'altro.
3. Posizionare la pompa peristaltica e il contenitore per la soluzione nel punto in cui si intende effettuare l'aggiunta. Assicurarsi che in questo punto il flusso sia turbolento per favorire una rapida miscelazione della soluzione con l'acqua del fiume. Se necessario, aggiungere alcuni sassi o altro per aumentare la turbolenza.
4. Preparare la soluzione per l'aggiunta mescolando i reagenti e il sale (NaCl) con acqua del fiume nell'apposito contenitore, portando a volume con il cilindro graduato. Aggiungere l'acqua poco alla volta e mescolare bene!
5. Prelevare un campione di questa soluzione per l'analisi chimica (nutrienti e tracciante)
6. Misurare la conducibilità finale della soluzione di aggiunta nel contenitore
7. Calibrare il flusso della pompa con il cilindro graduato (50-100 ml) e un cronometro, utilizzando preferibilmente l'acqua del fiume. Ripetere questa misurazione almeno tre volte. Se si esegue questa operazione con la soluzione, fare attenzione a recuperarla e non farla sgocciolare nel fiume!
8. Posizionare il conduttimetro con datalogger nel punto finale del sito. Posizione la sonda al centro del canale. Impostare la misura della conducibilità ogni 5-10 sec.
9. Misurare la conducibilità di base del fiume in questo punto.
10. Prelevare campioni di acqua in ogni punto di campionamento per la misura delle concentrazioni di base. Evitare di spostarsi camminando nel fiume!!
11. Registrare data e ora di inizio dell'esperimento
12. Accendere la pompa peristaltica e iniziare l'aggiunta della soluzione nel fiume. Avviare il cronometro. Assicurarsi che il flusso di aggiunta rimanga costante.
13. Simultaneamente iniziare la misura in continuo della conducibilità nel punto finale.
14. Controllare il conduttimetro per individuare la fase di raggiungimento del plateau
15. Una volta che la conducibilità si è stabilizzata (cioè è stato raggiunto il plateau) attendere circa 10 minuti e poi raccogliere campioni di acqua in ciascun punto di prelievo (da 1 a 3 repliche per ogni punto).

16. Una volta che tutti i campioni d'acqua sono stati raccolti spegnere la pompa e interrompere l'aggiunta.
17. Registrare l'ora in cui è stata interrotta l'aggiunta e la durata della fase di aggiunta. **NON SPEGNERE IL CRONOMETRO!!**
18. Continuare la registrazione in continuo della conducibilità fino al ripristino delle condizioni iniziali
19. Registrare la durata totale dell'esperimento e spegnere il cronometro
20. Una volta che l'aggiunta è considerata conclusa, i campioni acquosi raccolti possono essere filtrati in campo con gli appositi apparati di filtrazione per siringa.
21. Riporre poi i campioni nelle borse termiche e una volta in laboratorio trasferirli nella cella frigorifera.
22. In laboratorio, eseguire l'analisi chimica dei campioni per la determinazione dei nutrienti e del cloruro.

### Calcoli ed elaborazioni

Dalle misure e dai risultati ottenuti con l'esperimento è possibile calcolare alcune metriche e parametri per quantificare e descrivere la capacità di ritenzione dei nutrienti nel tratto di fiume considerato.

### Lunghezza di assorbimento dei nutrienti ( $S_w$ ) - *Nutrient uptake length*

Il calcolo di questa misura si basa sul confronto tra i pattern delle concentrazioni di tracciante e di nutriente lungo il sito sperimentale (fig.9).

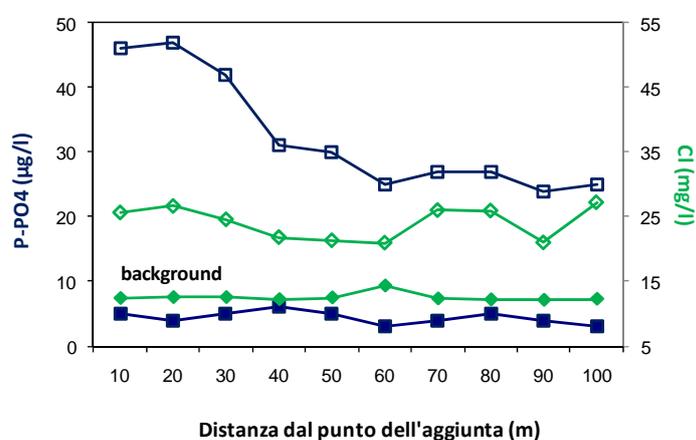


Fig.9 – Confronto tra le variazioni di concentrazione di cloruri e ortofosfato lungo un tratto di fiume in condizioni naturali e al plateau durante un esperimento di short term addition (Dati IRSA)

Se nel tratto considerato non c'è ritenzione del nutriente, le diminuzioni di concentrazione del nutriente osservate dopo lo stato di plateau saranno analoghe a quelle del tracciante. Pertanto, cambiamenti nella concentrazione dei nutrienti a valle dell'aggiunta saranno dovute solo ai fenomeni di avvezione, dispersione e diluizione. Diversamente, se le diminuzioni della concentrazione dei nutrienti sono più pronunciate rispetto a quelle del tracciante, queste differenze possono essere attribuite a processi di ritenzione biotici e abiotici che avvengono nel tratto di fiume considerato.

Per calcolare la lunghezza di assorbimento dei nutrienti (nutrient uptake length, m), la concentrazione dei nutrienti al plateau ( $C_p$ ), deve essere corretta per i valori di background ( $C_b$ ) in ciascun punto di campionamento. Il valore corretto è calcolato sottraendo dalla concentrazione al

plateau il valore di fondo in ogni punto di campionamento (vale a dire,  $(C_p - C_b)$ ). Questa differenza diminuirà gradualmente lungo l'asta se si verificano processi biologici che portano alla riduzione del nutriente aggiunto.

La concentrazione del tracciante deve essere corretta, analogamente, sottraendo le concentrazioni di base ( $T_b$ ) dalle concentrazioni al plateau ( $T_p$ ) misurate in ciascun punto. Se il tratto considerato non presenta ingressi di acqua laterali o verticali, la concentrazione corretta del tracciante (cioè  $T_p - T_b$ ) deve essere simile in tutti i punti di campionamento.

Una volta che le concentrazioni sono state corrette, occorre calcolare il rapporto tra le concentrazioni corrette di nutriente e tracciante in ogni punto. Se il nutriente viene rimosso in seguito a processi biotici o abiotici, questo rapporto seguirà l'andamento di una curva esponenziale negativa considerando i punti da monte a valle. Ipotizzando un tasso di assorbimento costante (uptake rate) lungo il tratto, la seguente equazione descriverà la variazione lungo il tratto considerato del logaritmo naturale del suddetto rapporto:

$$\ln \frac{[C_p - C_b]}{T_p - T_b} = -Kx$$

dove  $K$  (la pendenza di questa funzione) è il coefficiente di variazione del nutriente a valle ( $m^{-1}$ ) e  $x$  è la distanza di ciascun punto di campionamento dal punto dell'aggiunta ( $m$ ). L'inverso negativo di  $K$  (vale a dire  $-1/K$ ) è una stima dell'efficienza di ritenzione dei nutrienti lungo il tratto, espressa in unità di lunghezza. Questo parametro è la lunghezza di assorbimento dei nutrienti o "nutrient uptake length" ( $Sw, m$ ):

$$Sw = -1/K$$

Minore è la distanza, maggiore è la capacità di ritenzione del corpo idrico considerato.

**Coefficiente di assorbimento dei nutrienti ( $K_c$ ) e coefficiente di trasferimento di massa ( $V_f$ ) -  
*Nutrient uptake rate coefficient ( $K_c$ ) and mass transfer coefficient ( $V_f$ )***

Come già accennato, variazioni nella velocità di corrente e nella portata possono influenzare la lunghezza di assorbimento dei nutrienti ( $Sw$ ). Correggere il valore di  $Sw$  rispetto a questi parametri idrologici è utile se si vuole utilizzare  $Sw$  per confrontare ecosistemi fluviali diversi, o lo stesso sito in periodi diversi.

Il coefficiente di assorbimento dei nutrienti ( $K_c$ ,  $1/s$ ) è legato alla lunghezza di assorbimento del nutriente ( $S_w$ ) come segue:

$$K_c = v/S_w$$

Dove  $S_w$  è la lunghezza di assorbimento dei nutrienti (m) e  $v$  è la velocità media dell'acqua (m/s). Il coefficiente di trasferimento di massa ( $V_f$ ,  $m/s$ ) è la velocità verticale con cui un soluto migra nell'interfaccia acqua - sedimento. Questo parametro è legato al coefficiente di assorbimento ( $K_c$ ,  $1/s$ ) attraverso la profondità media d'acqua ( $d$ , m) con la relazione seguente :

$$V_f = d * K_c = (d * v) / S_w$$

#### **Tasso di assorbimento (U) - uptake rate**

Una volta calcolata la lunghezza di assorbimento dei nutrienti ( $S_w$ , m), usando la seguente equazione si può calcolare il tasso di assorbimento, per unità di superficie (del letto fluviale), in condizioni naturali:

$$U = \frac{C_b * Q}{S_w * w} * 60$$

dove  $U$  è il tasso di assorbimento dei nutrienti ( $mg\ m^{-2}\ min^{-1}$ ),  $C_b$  è la concentrazione di base dei nutrienti (mg/l),  $Q$  è la portata (L/s),  $S_w$  è la lunghezza di assorbimento dei nutrienti (m),  $w$  è l'ampiezza media del fiume nel tratto considerato (m), e 60 è il fattore di conversione da secondi a minuti.

In alternativa il tasso di assorbimento dei nutrienti in condizioni naturali si può calcolare a partire dalla lunghezza di assorbimento dei nutrienti anche con la seguente equazione (Stream Solute Workshop 1990):

$$U = \frac{C_b * h * v}{S_w} * 60$$

dove  $U$  è il tasso di assorbimento dei nutrienti ( $mg\ m^{-2}\ min^{-1}$ ),  $C_b$  è la concentrazione di base dei nutrienti ( $mg/m^3$ ),  $h$  è la profondità media dell'acqua (m),  $v$  è la velocità media dell'acqua (m/s),  $S_w$  è la lunghezza di assorbimento dei nutrienti (m),  $w$  è l'ampiezza media del fiume (m), e 60 è il fattore di conversione da secondi a minuti.

Dalle concentrazioni del tracciante è possibile poi stimare una serie di parametri idrologici e idraulici, come quelli presentati di seguito.

### **Velocità di corrente (v)**

Questo parametro può essere stimato utilizzando le variazioni, di concentrazione del tracciante o della conducibilità, nel tempo registrate nel punto finale del sito sperimentale e considerando la parte crescente della curva. La forma della curva dipende dalle variazioni nella velocità dell'acqua nella porzione di fiume in esame. In particolare, se la parte crescente della curva è ripida, la velocità dell'acqua è relativamente omogenea, mentre se la curva sale lentamente la velocità lungo il tratto considerato, è da ritenersi più eterogenea. Ne consegue che la stima della velocità dell'acqua che si otterrà da questi calcoli rappresenterà una misura integrata della velocità sull'intero tratto considerato.

In base al tempo impiegato dal tracciante per raggiungere le differenti concentrazioni, i dati raccolti possono essere utilizzati per calcolare:

- **Velocità massima:** calcolata dividendo la lunghezza del tratto considerato per il tempo intercorso per rilevare il primo aumento di concentrazione del tracciante (fig.10,  $T_m$ ).
- **Velocità minima:** calcolata dividendo la lunghezza del tratto considerato per il tempo necessario al tracciante per raggiungere il plateau di concentrazione (fig.10,  $T_p$ ).

Il plateau di concentrazione è la concentrazione massima che il tracciante può raggiungere una volta che completamente miscelato lungo il tratto di fiume selezionato. Il tempo ( $T_p$ ) è una stima del tempo di ricambio dell'acqua nel tratto in esame, rappresenta inoltre il tempo minimo necessario per raccogliere i campioni al plateau ed è il tempo minimo necessario per effettuare l'esperimento di aggiunta.

-**Velocità media:** calcolata dividendo la lunghezza del tratto considerato per il tempo necessario per aumentare la concentrazione del tracciante alla metà della concentrazione di plateau (fig.10,  $T_n$ ). Questo valore rappresenta una media delle diverse velocità dell'acqua lungo il tratto legata alla morfologia (presenza di pools, runs, riffles...) e agli scambi tra l'acqua superficiale e l'iporreico.

- **Rapporto tra velocità minima e velocità media.** Questo rapporto è un indicatore della ritenzione dovuta a processi idrologici del corso d'acqua. Se il rapporto è uguale a 1 la ritenzione idrologica è trascurabile (ad esempio, nei canali artificiali). Valori maggiori di 1 indicano, invece, che esiste una

discreta ritenzione idrologica dovuta a pozze, vortici o alla presenza di interazioni laterali e verticali tra l'acqua superficiale, il comparto iporreico e l'acqua sub-superficiale proveniente dalla zona riparia. Queste zone responsabili di un complessivo rallentamento del flusso dell'acqua superficiale verso valle vengono definite come "water transient storage zones".

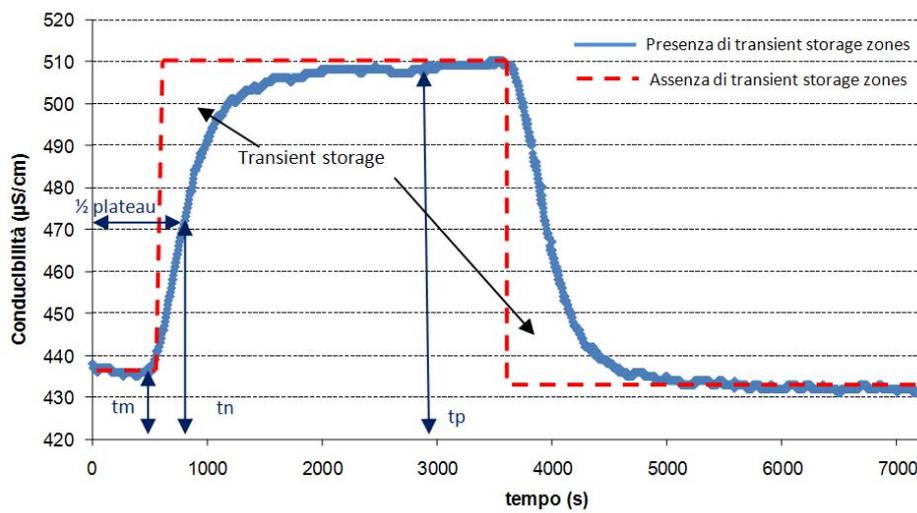


Fig.10 – Andamento della conducibilità durante un esperimento di short term additon. È rappresentato l'andamento misurato con quello teorico, in assenza di fenomeni di ritenzione idrologica (Dati IRSA).

### Portata (Q)

Il calcolo di questo parametro a partire dai dati registrati per il tracciante si basa su un bilancio di massa in cui la portata del fiume è espressa come segue:

$$Q = \frac{Q_a * (C_a - C_r)}{C_r - C_w}$$

dove Q è la portata del fiume (l/s), Q<sub>a</sub> è il flusso con cui è stata effettuata l'aggiunta (l/s), C<sub>a</sub> è la concentrazione del tracciante della soluzione aggiunta (mg/l), C<sub>r</sub> è la concentrazione del tracciante al plateau nel punto finale del transetto (mg/l), e C<sub>w</sub> è la concentrazione di base del tracciante nel punto finale del transetto (mg/l).

### **Diluizione (Dx)**

Per verificare la possibile presenza di ingressi laterali di acqua subsuperficiale sono necessari i valori di concentrazione del tracciante misurati al plateau nei diversi punti di campionamento. In assenza di ingressi di acqua laterali o verticali lungo il transetto, le concentrazioni misurate al plateau dovrebbero essere identiche in tutti i punti di campionamento. Diversamente la presenza di apporti laterali o verticali dovrebbe portare ad una graduale diminuzione della concentrazione del tracciante lungo il transetto. La differenza tra la concentrazione del tracciante tra il punto di campionamento più a monte nel transetto e ciascun punto di campionamento è una misura della diluizione della soluzione aggiunta lungo il tratto considerato. Questo valore, di conseguenza, rappresenta una stima degli apporti d'acqua verticali e laterali che si verificano nel transetto in esame. Le suddette ipotesi sono vere solo se la soluzione aggiunta è completamente miscelata con l'acqua del fiume, e se gli apporti d'acqua da altri comparti hanno concentrazioni del tracciante inferiori rispetto alla concentrazione del tracciante al plateau.

Pertanto, il contributo della diluizione in ciascun punto può essere espresso come percentuale rispetto al primo punto di campionamento mediante la seguente equazione:

$$Dx = 100 - ( (Tp - Tb)_x / (Tp - Tb)_1 * 100 )$$

Dove Dx è la percentuale di diluizione del tracciante al punto x rispetto al punto 1, Tb è la concentrazione di base del tracciante e Tp è la concentrazione del tracciante al plateau.

### **Area media della sezione trasversale del fiume (A) - Mean cross-sectional area**

Questo parametro (A, m<sup>2</sup>) può essere stimato sulla base della portata (Q<sub>w</sub>, m<sup>3</sup> / s) e della velocità media (v, m/s), calcolate con i dati di concentrazione del tracciante, come segue:

$$A = Q_w / v$$

### **Area delle zone di "transient storage" (As) e relativo coefficiente di scambio - Transient storage exchange coefficient (K1)**

La ritenzione dei nutrienti negli ecosistemi fluviali dipende, come descritto più volte, da processi di ritenzione idrologici, chimici e biologici. Le "transient storage zone" (As, m<sup>2</sup>) rappresentano delle porzioni dell'ecosistema fluviale in cui l'acqua si muove a una velocità più lenta rispetto alla velocità media superficiale. Questo parametro e il "transient storage exchange coefficient" (α o k1, 1/s) sono stime della capacità di ritenzione idrologica del fiume considerato. Queste zone possono

essere fondamentali per la ritenzione dei nutrienti dal momento che le interazioni tra il biota e l'acqua nelle "transient storage zone" sono maggiori rispetto alle interazioni nell'acqua libera.

I parametri relativi alle "transient storage zones" si ricavano dal confronto tra i valori osservati (a partire dalle misure in continuo di conducibilità) e quelli simulati da modelli matematici. Sono quindi necessari i valori di conducibilità misurati ogni 5-10 sec nel punto a valle del transetto dall'inizio dell'aggiunta fino al ritorno alle concentrazioni iniziali.

La curva ottenuta dai valori di conducibilità nel tempo (Fig.10) evidenzia come i fattori fisici (es. avvezione, dispersione, la diluizione, e l'interazione con zone con velocità inferiore) influenzino il trasporto del soluto. Per simulare la risposta temporale di un tracciante in diversi punti del transetto può essere utilizzato il modello OTIS (Runkel, 1998). I parametri del modello (dispersione, transient storage cross section, transient storage exchange coefficient, e apporti d'acqua laterali) vengono modificati manualmente fino ad ottenere una curva il più confrontabile possibile con quella reale. Le caratteristiche essenziali che si prendono maggiormente in considerazione nella curva di conducibilità sono la forma della parte ascendente della curva e la forma della coda (Fig.10).

Per essere in grado di confrontare  $A_s$  tra corpi idrici diversi, questo parametro viene normalizzato dalla surface cross-sectional area del fiume (cioè,  $A_s/A$ ). I valori di tale parametro sono utilizzati per valutare l'importanza relativa dei processi fisici sul trasporto di soluto e i processi di ritenzione tra differenti ecosistemi fluviali ed anche per esaminare le relazioni tra questi processi fisici e i parametri relativi alla ritenzione dei nutrienti.

Una volta stimati questi parametri (es.  $A_s/A$  e  $K_1$ ), è possibile da questi ricavare ulteriori parametri idraulici. Questi ultimi possono essere rilevanti qualora si volessero esaminare più nel dettaglio i meccanismi di controllo sulla ritenzione dei nutrienti. Di seguito ne vengono presentati alcuni.

#### **Coefficiente di scambio tra le transient storage zones e la colonna d'acqua ( $K_2$ , 1 / s)**

Questo parametro influenza la forma della coda della curva di concentrazione del tracciante nel tempo. Maggiore è questo coefficiente più lenta è la diminuzione della concentrazione nel tempo.

$K_2$  si può calcolare dividendo  $K_1$  per  $A_s/A$ :

$$K_2 = K_1 * A/A_s$$

**Tempo di turnover nella colonna d'acqua ( $T_w$ , s)**

Questo parametro rappresenta il tempo medio speso da una molecola di acqua nella colonna d'acqua prima di passare in una transient storage zone.

$$T_w = 1/K_1$$

**Tempo di turnover nella transient storage zone ( $T_s$ , s)**

Al contrario di  $T_w$ , questo parametro ( $T_s$ ) rappresenta il tempo medio che una molecola di acqua passa in una transient storage zone prima di ritornare nella colonna d'acqua.

$$T_s = 1/K_2$$

**Lunghezza di assorbimento dell'acqua ( $S_{H_2O}$ , m)- *Water uptake length***

Questo parametro rappresenta la distanza media che una molecola di acqua percorre nella colonna d'acqua prima di essere temporaneamente trattenuta nella transient storage zone. Questa distanza è calcolata moltiplicando il tempo di turnover nella colonna d'acqua ( $T_w$ , s) per la velocità media del fiume ( $v$ , m/s):

$$S_{H_2O} = T_w * v$$

## 2.1.2 SLUG ADDITION

### **Note generali:**

L'esperienza di slug addition si basa sull'aggiunta di una quantità nota di nutrienti e tracciante versata in un'unica soluzione da un punto a monte del tratto di fiume da considerare. Questo metodo prevede poi la raccolta di campioni d'acqua e la misura in continuo della conducibilità nel punto finale del sito in esame. I dati raccolti nel punto finale descrivono il passaggio di tutto il soluto in questo punto, meno la porzione che è stata eventualmente trattenuta lungo il trasporto.

A partire dai dati raccolti e conoscendo le quantità di nutrienti aggiunti è possibile stimare le quantità di nutrienti che sono state trattenute nel tratto di fiume considerato utilizzando un bilancio di massa. Questo risultato può poi essere correlato alla durata dell'aggiunta e alla superficie per ottenere il tasso di assorbimento dei nutrienti ( $U$ , *uptake rate*).

Il metodo della "slug addition" rappresenta un'alternativa al metodo dell'aggiunta a flusso costante descritto precedentemente. Come già anticipato questo metodo verrà utilizzato nel caso in cui, date le concentrazioni di base del corso d'acqua, le aggiunte necessarie per l'esperienza di aggiunta a velocità costante richiedessero una quantità eccessiva di reagenti.

Anche per questo tipo di esperienza sono necessarie alcune considerazioni già fatte in precedenza per il metodo a flusso costante. In particolare, la quantità di reagenti utilizzati nella soluzione aggiunta dovrebbe essere sufficientemente elevata per permettere di determinare analiticamente l'aumento delle concentrazioni, ma sufficientemente bassa da non alterare significativamente le concentrazioni ambientali.

## **Protocollo di campo per la slug addition**

### ***Materiale necessario***

- Metro o bindella
- Contenitore da 10-20 l dove preparare la soluzione da aggiungere
- Cilindro graduato da 1-2 l
- Sali di: NaCl (sale da cucina), NH<sub>4</sub>Cl, NaNO<sub>3</sub> (o KNO<sub>3</sub>) e Na (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>). H<sub>2</sub>O
- Bilance per pesare i sali per l'aggiunta
- Cronometro
- Conduttimetro da campo con datalogger per registrare i dati di conducibilità ogni 5-10 secondi
- Bottiglie in politene per i campioni acquosi
- Guanti, per evitare la contaminazione dei campioni durante il prelievo
- Membrane filtranti (0,45 µm) e supporti per la filtrazione in campo dei campioni acquosi
- Siringhe da 50-100 ml per il prelievo dei campioni
- Borse frigo e panetti di ghiaccio per il trasporto dei campioni al laboratorio.
- Portaprovette o secchi per il trasporto delle siringhe contenenti i campioni

### ***Preparazione della soluzione***

In primo luogo occorre ricordare che una stima non corretta delle quantità di reagente da aggiungere può pregiudicare la riuscita dell'esperimento. È bene quindi che le poche misure idrologiche necessarie per il calcolo siano relative alle reali condizioni idrologiche in cui si intende effettuare l'esperimento.

Anche in questo caso la quantità di reagente da aggiungere si può calcolare con un bilancio di massa:

$$V_r * C_r = (C_{ad} * V_{ad}) + (C_s * V_{cell})$$

dove:

- C è la concentrazione del soluto (nutriente o tracciante) e V è il volume di acqua;
- C<sub>r</sub> è la concentrazione massima prevista nel punto finale del transetto dopo l'aggiunta della soluzione. Nell'equazione, questo parametro deve essere impostato come un multiplo della concentrazione di base (a es. quattro volte) e deve essere un valore determinabile analiticamente e distinguibile dalla concentrazione di base del fiume.

- $V_r$  è il volume d'acqua corrente in cui si mescola la soluzione aggiunta sommata al volume della soluzione
- $C_{ad}$  è la concentrazione del soluto nel contenitore e rappresenta l'incognita dell'equazione
- $V_{ad}$  è il volume di acqua che verrà aggiunto nel fiume, cioè il volume d'acqua nel contenitore
- $C_s$  è la concentrazione di base del soluto nel fiume (cioè, il valore di concentrazione di fondo)
- $V_{cell}$  è il volume di acqua in cui il soluto si mescolerà. La stima di questo volume di acqua è un po' complicata perché dobbiamo considerare che: a) i reagenti verranno aggiunti tutti allo stesso tempo b) il soluto si disperderà spostandosi a valle. Pertanto, anche senza fenomeni di ritenzione di nutrienti, la concentrazione risultante massima nel punto finale sarà in qualche modo inferiore alla concentrazione massima misurabile a pochi metri dal punto dell'aggiunta.

La scelta di  $V_{cell}$  ( $m^3$ ) sarà quindi in qualche modo dipendente dalla velocità di corrente e dalla portata. Per calcolare questo volume, è necessario conoscere la velocità media di acqua ( $v$ ,  $m/s$ ), la larghezza dell'alveo bagnato ( $w$ ,  $m$ ) nel punto di aggiunta e la portata ( $Q$ ,  $m^3/s$ ).

$$V_{cell} = (Q/v) * w$$

Con questi dati si può quindi ottenere una stima di  $C_{ad}$  ( $mg/l$ ).

Questa concentrazione deve essere poi tradotta in termini di concentrazione del reagente che si intende utilizzare.

Una volta ottenuta la concentrazione del reagente, questo valore deve essere moltiplicato per il volume di soluzione che si intende aggiungere nel corso d'acqua ( $V_{ad}$ ). Il valore ottenuto rappresenta la quantità di reagente necessaria per effettuare l'esperimento di slug addition.

I calcoli precedentemente descritti sono stati introdotti in un foglio di calcolo da utilizzare nella preparazione di ciascun esperimento.

***Procedure operative della slug addition***

1. Misurare con la bindella la lunghezza totale del tratto sperimentale
2. Preparare la soluzione per l'aggiunta mescolando i reagenti e il sale (NaCl) e aggiungendo poco alla volta l'acqua del fiume nell'apposito contenitore, portando a volume con il cilindro graduato. Mescolare bene!
3. Registrare il volume della soluzione preparata
4. Prima di effettuare l'aggiunta misurare la conducibilità della soluzione e prelevare un campione per analizzare nutrienti e cloruro.
5. Posizionare il conduttimetro con datalogger nel punto finale del sito. Posizionare la sonda al centro del canale. Impostare la misura della conducibilità ogni 5-10 sec.
6. Misurare la conducibilità di base del fiume in questo punto.
7. Nel punto finale raccogliere anche un campione di acqua per la misura delle concentrazioni di partenza.
8. Sono necessarie almeno due persone: una persona a monte per effettuare l'aggiunta e una nel punto finale del tratto per raccogliere i campioni acquosi
9. Versare in un'unica volta tutta la soluzione e attivare il cronometro. La soluzione deve essere aggiunta al centro o in più punti contemporaneamente su tutta la larghezza del corso d'acqua.
10. Simultaneamente al lancio iniziare la misura in continuo della conducibilità nel punto finale del transetto. Le misure di conducibilità devono essere effettuate con una frequenza maggiore (ad esempio 5 secondi) se la velocità media di corrente è elevata, mentre con una velocità di corrente modesta gli intervalli possono essere maggiori (30-60 secondi).
11. Subito dopo aver effettuato l'aggiunta in corrispondenza del punto finale deve iniziare anche la raccolta dei campioni acquosi. La frequenza di campionamento deve essere in linea con le variazioni di conducibilità, in particolare dovrebbe aumentare in corrispondenza dell'aumento di conducibilità e del raggiungimento del valore massimo (corrispondente al picco della curva) e poi progressivamente diminuire fino al ripristino delle condizioni iniziali. Ricordarsi di registrare l'ora in cui sono stati raccolti i campioni.
12. La raccolta dei campioni di acqua si può interrompere quando la conducibilità è ritornata ai valori iniziali. L'esperimento di aggiunta è così concluso.

13. Spegner il cronometro e registrare la durata complessiva dell'esperimento dal momento dell'aggiunta fino al ritorno alla conducibilità di base (cioè il tempo necessario per il passaggio di tutta la soluzione) nel punto finale del tratto considerato.
14. Registrare l'ora in cui è stato condotto l'esperimento.

### **Calcoli ed elaborazioni**

Dalle misure e dai risultati ottenuti con l'esperimento è possibile calcolare alcune metriche e parametri per quantificare e descrivere la capacità di ritenzione dei nutrienti nel tratto di fiume considerato.

#### **Lunghezza di assorbimento dei nutrienti ( $S_w$ ) - *Nutrient uptake length***

La lunghezza di assorbimento dei nutrienti ( $S_w$ ) può essere stimata a partire dalle variazioni nella concentrazione dei nutrienti nel tempo nel punto finale del sito sperimentale. Anche in questo caso le concentrazioni dei nutrienti devono essere corrette per le concentrazioni di base, sottraendo ai valori ottenuti dai campioni raccolti durante l'aggiunta, la concentrazione dei nutrienti misurata appena prima l'aggiunta. Utilizzando le concentrazioni corrette occorre calcolare l'area sottesa alla curva concentrazione-tempo. Tale valore sarà espresso in  $\text{mg l}^{-1}\text{s}^{-1}$ .

La massa totale di nutrienti trasportati fino al punto finale del transetto (mg) sarà stimata moltiplicando l'area sottesa alla curva ( $\text{mg l}^{-1}\text{s}^{-1}$ ) per la portata (l/s).

Il tasso di assorbimento dei nutrienti ( $\text{mg/m}^2 \text{ min}$ ) sarà calcolato come differenza tra la quantità di nutrienti aggiunti e quella misurata nel punto finale del transetto, divisa per la superficie (larghezza dell'alveo bagnato per la lunghezza del tratto considerato,  $\text{m}^2$ ) e per la durata dell'aggiunta (dalla prima misura della concentrazione di base fino al ritorno alle condizioni iniziali, min).

Va sottolineato che questo metodo permette di calcolare direttamente il tasso di assorbimento dei nutrienti (U), ma non la lunghezza di assorbimento dei nutrienti ( $S_w$ ). In questo caso  $S_w$  sarà stimata sulla base del rapporto esistente tra questo parametro e il tasso di assorbimento dei nutrienti (U), come indicato nella seguente equazione:

$$U = \frac{C_b * Q}{S_w * w} * 60$$

dove U è il tasso di assorbimento dei nutrienti ( $\text{mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ),  $C_b$  è la concentrazione di base dei nutrienti (mg/l), Q è la portata (L/s),  $S_w$  è la lunghezza di assorbimento dei nutrienti (m), w è l'ampiezza media del fiume nel tratto considerato(m), e 60 è il fattore di conversione da secondi a minuti.

Il coefficiente di trasferimento di massa ( $V_f$  - mass transfer coefficient) può essere valutato con la medesima equazione già descritta per la short term addition.

I valori di lunghezza di assorbimento ottenuti con i due metodi di aggiunta possono essere confrontabili se si è certi che anche con la slug additon ci sia stato a fine del tratto considerato un completo mescolamento della soluzione aggiunta. In queste condizioni si può assumere che le condizioni nel punto finale sono simili alla condizione di plateau.

Dalle concentrazioni del tracciante è possibile poi stimare i parametri idrologici e idraulici, come quelli presentati di seguito.

### **Velocità di corrente**

Questo parametro può essere stimato con le modalità già descritte nella procedura della short term addition.

### **Portata (l/s)**

La portata può essere stimata nel punto finale del tratto considerato integrando i valori di conducibilità corretti per i valori di partenza della conducibilità nel tempo ( $\mu\text{S/s cm}$ ) e conoscendo la conducibilità ( $\text{Cond}_{\text{sol}}$ ,  $\mu\text{S/cm}$ ) e il volume ( $\text{Vol}_{\text{sol}}$ , l) della soluzione aggiunta.

Sulla base di questi dati, la portata è calcolata come segue:

$$Q = (\text{Cond}_{\text{sol}} \cdot \text{Vol}_{\text{sol}}) / \text{area sottesa alla curva}$$

In maniera più precisa la portata può essere calcolata con le stesse formule utilizzando i dati di concentrazione di Cl, invece che i dati di conducibilità, dal momento che ad alte concentrazioni (come quelle raggiunte nel contenitore con la soluzione per l'aggiunta) il rapporto tra cloruro e conducibilità non è lineare.

Non è invece possibile, con i dati a disposizione, valutare precisamente gli eventuali apporti laterali d'acqua (ad es. il contributo della diluizione). Tuttavia, una stima della diluizione si può ottenere registrando la conducibilità in continuo anche in un punto a pochi metri dal punto di aggiunta. In questo modo è possibile calcolare, sulla base del confronto con i valori di conducibilità a monte, il contributo della diluizione, come precedentemente descritto per la short term additon.

Con il metodo della slug addition non è inoltre possibile calcolare i parametri relativi alle "nutrient storage zones". Per il calcolo di questi parametri e per poterli utilizzare in un confronto tra siti diversi è preferibile effettuare un'aggiunta a flusso costante e raggiungere la condizione di

plateau. Questo tipo di esperimento garantisce, infatti, che il soluto aggiunto sia completamente miscelato nel tratto di fiume considerato e che i nutrienti abbiano avuto la possibilità di interagire con le eventuali “storage zones” presenti.

## 2.2 MISURE IDROLOGICHE PER LA CARATTERIZZAZIONE DEI SITI SPERIMENTALI

La maggior parte dei processi che avvengono in un fiume sono strettamente associati al sedimento. Si può quindi ritenere che l'effetto di tali processi sulla chimica dell'acqua superficiale sarà maggiore quanto maggiore è l'interazione tra l'acqua superficiale, i sedimenti e il comparto iporreico.

L'interazione che ne consegue tra l'acqua superficiale e sotterranea può essere stimata da alcune caratteristiche idrauliche del tratto di fiume considerato. I risultati di queste misurazioni potranno evidenziare differenze nell'interazione tra acqua, sedimento e acqua sotterranea nei diversi siti o , a livello di microscala, anche all'interno del medesimo sito. Le differenze osservate potranno essere messe in relazione con eventuali differenze osservate nella ritenzione dei nutrienti. Dal momento che come accento in precedenza, alterazioni nella geomorfologia naturale di un corso d'acqua possono provocare alterazioni nella sua capacità di ciclizzazione dei nutrienti, diminuendo, ad esempio, gli scambi tra le acque superficiali e sotterranee, i risultati di queste misure potranno essere messe in relazione con differenze osservate nell'efficienza di ritenzione di siti naturali e semi-naturali, rispetto a siti alterati.

Le misure proposte comprendono:

- Confronto tra conducibilità e temperatura dell'acqua superficiale e iporreica
- Misura del gradiente verticale idraulico (VHG)
- Misura della conducibilità idraulica dei sedimenti

Per la misura di questi parametri all'interno di ciascun tratto selezionato per gli esperimenti di aggiunta verrà installato in alveo un transetto di 6 - 10 miniwell (fig.11).

I miniwell sono costituiti da tubi in PVC o PE di diametro 2-3 cm. L'estremità inferiore presenta una porzione (10 cm) forata, mentre all'estremità superiore è dotata di un tappo per evitare l'ingresso di acqua e materiale estraneo. I miniwell verranno installati nel centro dell'alveo, a una profondità ridotta (20-30 cm) per campionare l'acqua iporreica.

Ulteriori informazioni sulle caratteristiche idromorfologiche dei siti selezionati, utili per una maggior comprensione dei processi coinvolti nella ritenzione dei nutrienti, deriveranno dall'applicazione del Caravaggio su ogni transetto (Deliverable Pd3).



*Fig. 11- Esempio di miniwell per il campionamento dell'acqua iporreica e per la misura di parametri idraulici (foto IRSA).*

#### **Confronto tra conducibilità e temperatura dell'acqua superficiale e iporreica**

Questo confronto fornisce una stima diretta del miscelamento tra acqua superficiale e sotterranea. Valori simili tra acqua superficiale e acqua iporreica suggeriscono che vi è un elevato scambio a livello locale tra i due comparti superficiale e sotterraneo. Differenze tra le due acque indicano, invece, una scarsa miscelazione o possono essere una conseguenza della presenza di un acquifero le cui caratteristiche dipendono da acque sotterranee provenienti da lontano.

In occasione di ogni campionamento temperatura e conducibilità verranno misurate in campo con un conduttimetro portatile nel miniwell e nell'acqua superficiale in prossimità del miniwell.

#### **Misura del gradiente verticale idraulico (Vertical hydraulic gradient -VHG)**

VHG è una misura della differenza di pressione tra acque superficiali e sotterranee, e indica quindi la direzione e l'intensità degli scambi tra la superficie e il comparto sotterraneo. Questo parametro è fortemente influenzato dalle variazioni idrologiche e dalle caratteristiche locali del punto in cui viene effettuata la misura e non può quindi essere esteso a tutto il transetto, ma deve essere considerato indicativo solo del punto di campionamento considerato. In generale valori negativi indicano che è l'acqua del fiume a entrare nei sedimenti (downwelling, una maggiore pressione delle acque superficiali), mentre valori positivi indicano una direzione opposta del movimento delle acque (upwelling, maggiore pressione delle acque sotterranee), lo zero indica che nel punto considerato non c'è ricambio d'acqua.

La determinazione VHG verrà effettuata in ogni data di campionamento.

Per poter calcolare il calore di VHG è necessario eseguire alcune misure in prossimità dei miniwell ed in particolare: il livello dell'acqua all'interno del piezometro ( $hW_a$ ), il livello dell'acqua all'esterno del piezometro ( $h_s$ ), la distanza tra il livello dell'acqua all'interno del piezometro e il fondo del piezometro stesso ( $hW_b$ ) (fig.12).

Effettuate queste misurazioni, il VHG si calcola con la seguente formula:

$$VHG = (h_s - h_w) / h_{\text{sediment}}$$

dove:

$$h_w = h_{wa} - l \text{ e } l = r_{\text{sonda}}^2 \times hW_b / r_{\text{miniwell}}^2$$

( $r_{\text{sonda}}$  è il raggio della sonda di livello;  $r_{\text{miniwell}}$  è il raggio del mini-well).

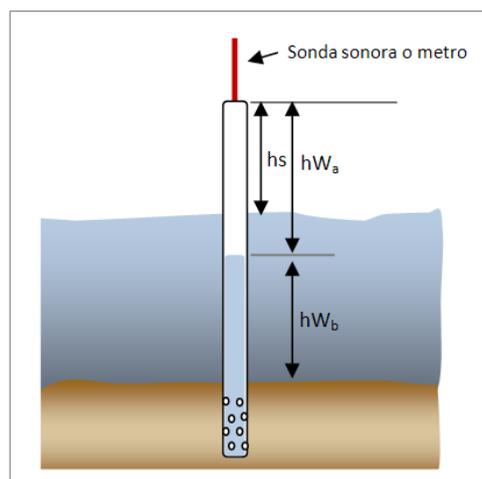


Fig.12 – Schema che riassume le misure necessarie per il calcolo di VHG

### Misura della conducibilità idraulica dei sedimenti (K, cm/s)

Questo parametro indica la permeabilità dell'acqua attraverso i sedimenti. Sedimenti grossolani presentano valori più elevati rispetto ai sedimenti fini. Questa misura viene effettuata con il metodo dello slug test, test di riempimento e/o svuotamento del piezometro. Uno slug test è una prova eseguita in maniera da produrre un'istantanea variazione del livello statico in un pozzo o in un piezometro e misurare, in funzione del tempo, il conseguente recupero del livello originario.

La prova può essere eseguita nelle due seguenti modalità:

-test in declino o con carico decrescente, aumentando bruscamente il livello statico misurato nel pozzo e monitorando il conseguente declino di livello che si crea per il flusso dal pozzo verso l'acquifero;

-test in risalita o con carico crescente, producendo una brusca diminuzione di livello e monitorando la conseguente risalita che si crea per il flusso dall'acquifero verso il pozzo.

Il calcolo della conducibilità idraulica viene poi effettuato con formule diverse a seconda delle caratteristiche dell'acquifero e del pozzo o piezometro. Nel nostro caso i piezometri non arrivano fino alla base dell'acquifero, ma penetrano solo parzialmente; in queste condizioni per il calcolo della conducibilità idraulica si possono utilizzare il metodo di Bouwer & Rice (1976) o di Hvorslev (1951) (Fetter, 2001).

La conducibilità e la temperatura delle acque superficiali e sotterranee e la temperatura, così come il VHG possono variare nel tempo poiché sono legate alla stagionalità e alle variazioni del regime idrologico. Pertanto, tali misure saranno eseguite in occasione di ogni esperimento di addition. La conducibilità idraulica (misura opzionale nel presente progetto) è, invece, più stabile. Tale misura verrà eseguita una sola volta, a meno di modifiche rilevanti dei sedimenti del fiume e sarà effettuata in alcuni punti di campionamento rappresentativi delle differenti tipologie di sedimenti osservati.

#### ***Protocollo per l'allestimento del transetto***

##### ***Materiale necessario:***

- Metro o bindella
- Pompa peristaltica
- Cronometro
- Miniwell
- Conduttimetro da campo con datalogger

##### ***Procedure operative:***

1. Installare al centro dell'alveo un miniwell ad una profondità di circa 20-30 cm in prossimità di ciascun punto di campionamento identificato per l'esperimento di aggiunta.
2. Registrare la lunghezza totale del piezometro, la profondità a cui è stato installato e assegnargli un codice identificativo.

3. Spurgare il miniwell con la pompa peristaltica per liberarlo da materiale che possa aver ostruito i fori e per verificare che campioni correttamente
4. Per prima cosa occorre spurgare i miniwell. Con la pompa peristaltica svuotare il miniwell eliminando un volume d'acqua, ove possibile pari a 3 volte quello contenuto nel miniwell stesso (150-200 ml dovrebbe essere sufficiente). Evitare di stare a contatto con il sedimento per non rendere eccessivamente torbido il campione.
5. Una volta che l'acqua è limpida misurare temperatura e la conducibilità direttamente nel miniwell. Registrare i valori.
6. Misurare la temperatura e conducibilità dell'acqua superficiale vicino al miniwell. Registrare i valori.
7. Utilizzando il miniwell e la sonda di livello o un metro di legno: misurare la distanza (SA) dalla parte superiore del miniwell alla superficie dell'acqua all'esterno del miniwell (vedi fig.12).
8. Inserire la sonda o il metro di legno nel miniwell. Misurare la distanza dall'estremità superiore del miniwell al livello dell'acqua all'interno del miniwell ( $hW_a$ ) e la distanza dal livello dell'acqua al fondo del miniwell ( $hW_b$ ) (vedi fig.12). Tali dati saranno utilizzati per calcolare il VHG.
9. Spostarsi al miniwell successivo e ripetere queste operazioni

Per la misura della conducibilità idraulica:

1. Misurare il livello dell'acqua all'interno del miniwell
2. Con l'ausilio della pompa peristaltica riempire d'acqua il miniwell fino all'orlo.
3. Impostare il cronometro e accenderlo quando si smette di versare l'acqua nel miniwell.
4. Registrare il tempo necessario perché l'acqua ritorni al livello di partenza con misure istantanee di tempo e di livello. La frequenza dipende dalla velocità di svuotamento del piezometro, l'importante è riuscire ad avere un numero di misure sufficienti per ricostruire correttamente la curva dell'andamento del livello nel tempo. È preferibile ripetere questa misurazione 2-3 volte per ogni punto. Questi dati saranno utilizzati per calcolare la conducibilità idraulica.

### 3 BIBLIOGRAFIA

- Allan J.D. & Castillo M.M., 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. 2nd ed., Springer ed., Dordrecht, The Netherlands, 436 pp.. ISBN: 978-1-4020-5582-9.
- Bencala K.E. & Walters R.A., 1983. Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream—A transient storage model. *Water Resources Research*, 19 (3): 718–724.
- Bouwer H. & Rice R.C., 1976. A slug test method for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Resources Research*, 12(3): 423-428.
- Bukaveckas P.A., 2007. Effects of channel restoration on water velocity, transient storage, and nutrient uptake in a channelized stream. *Environmental Science & Technology*, 41: 1570–1576.
- Carvalho EM. & Uieda VS., 2009. Seasonal leaf mass loss estimated by litter bag technique in two contrasting stretches of a tropical headstream. *Acta Limnol. Bras.*, 21(2): 209-215.
- Castro N.M. & Hornberger G.M., 1991. Surface-subsurface water interactions in an alluviated mountain stream channel. *Water Resour. Res.*, 27(7): 1613–1621.
- Cummins K.W., Cushing C.E. & Minshall G.W., 2006. Introduction: an overview of stream ecosystems. In: *River and stream ecosystems of the world*. Cushing C.E., Cummins K.W., Minshall, G.W. eds., The Regents of University of California., USA.
- Dodds W.K., Evans-White M.A., Gerlanc N.M., Gray L., Gudder D.A., Kemp J.J., Lopez A.L., Stagliano D., Strauss E.A., Tank J.L., Whiles M.R. & Wollheim W.M., 2000. Quantification of the nitrogen cycle in a prairie stream. *Ecosystems*, 3(6): 574-589.
- Dodds WK, López AJ, Bowden WB, Gregory S., Grimm N.B., Hamilton S.K., Hershey A.E., Martí E., Mc Dowell W.H., Meyer J.L., Morral D., Mulholland P.J., Peterson B.J., Tank J.L., Valett H.M., Webster J.R. & Wollheim W., 2002. N uptake as a function of concentration in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 21(2): 206–220.

- Ensign S.H. & Doyle M.W., 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks, *J. Geophys. Res.*, 111, G04009, doi:10.1029/2005JG000114.
- EU Streames (Stream Reach Management: an Expert System). Procedures guideline for tasks of Workpackages 2 and 3. Appendix A. 5<sup>th</sup> EU Framework Program, ref: EVK1-CT-2000-00081.
- Fetter C.W., 2001. *Applied Hydrogeology*, 4<sup>th</sup> ed., Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, 598pp..
- Findlay S., 1995. Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems: The hyporheic zone. *Limnol. Oceanogr.*, 40(1): 159-164.
- Freeze R.A. & Cherry J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewoods Cliffs, New Jersey, USA, 604pp.
- Gulis V. & Suberkropp K., 2003. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology*, 48: 123–134.
- Haggard B.E., Storm D.E., Tejral R.D., Popova Y.A., Keyworth V. G. & Stanley E.H., 2001. Stream nutrient retention in three NorthEastern Oklahoma agricultural catchments. *Transactions of the ASAE, American Society of Agricultural Engineers*, Vol. 44(3): 597–605. ISSN 0001–2351.
- Hvorslev M.J., 1951. Time Lag and Soil Permeability in Ground-Water Observations, *Bull. No. 36, Waterways Exper. Sta. Corps of Engrs, U.S. Army, Vicksburg, Mississippi*, pp. 1-50.
- Mulholland P.J., Marzolf E.R., Webster J.R., Hart D.R. & Hendricks S.P., 1997. Evidence that hyporheic zones increase heterotrophic metabolism and phosphorus uptake in forest streams. *Limnol. Oceanogr.*, 42(3): 443-451.
- Mulholland P.J., Newbold J.D., Elwood J.W., Ferren L.A. & Webster J.R., 1985. Phosphorus spiralling in a woodland stream: seasonal variations. *Ecology*, 66: 1012-1023.

- Mulholland P.J., Steinman A.D. & Elwood J.W., 1990. Measurement of phosphorus uptake length in streams: comparison of radiotracer and stable PO<sub>4</sub> releases. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47:2351-2357.
- Mulholland, P.J., Tank J.L. , Webster J.R., Bowden W.B., Dodds W.K., Gregory S.V., Grimm N.B., Hamilton S.K., Johnson S.L., Marti E., McDowell W.H., Merriam J., Meyer J.L., Peterson B.J., Valett H.M & Wollheim W.M., 2002. Can uptake length in streams be determined by nutrient addition experiments? Results from an inter-biome comparison study. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 21: 544-560.
- Newbold J.D., Elwood J.W., O'Neill R.V. & Van Winkle W., 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38: 860–863.
- Rhoads B.L., Schwartz J.S. & Porter S., 2003. Stream geomorphology, bank vegetation and three-dimensional habitat hydraulics for fish in Midwestern agricultural streams. *Water Resour. Res.*, 39(8): 1218-1230.
- Runkel R.L., 1998. One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS)—A solute transport model for streams and rivers. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98–4018, 73 pp.
- Sabater F., Butturini A., Marti E., Munoz I., Romani A., Wray J. & Sabater S., 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19(4): 609–620.
- Smock I.A., Galdden J., Riekenberg L., Smith C. & Back C.R., 1992. Lotic macroinvertebrate production in three dimensions: Channel surface, hyporheic, and floodplain environments. *Ecology*, 73: 876-886.
- Sweeney B.W., Bott T.L., Jackson J.K., Kaplan L.A., Newbold J.D., Standley L.J., Hession W.C. & Horwitz, R.J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101: 14132–14137.

- Tiegs S.D., Peter F.D., Robinson C.T., Uehlinger U. & Gessner M.O., 2008. Leaf decomposition and invertebrate colonization responses to manipulated litter quantity in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 27(2): 321-331. doi: 10.1899/07-054.1
- Valett H.M., Morrice J.A. & Dahm C.N. 1996. Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams. *Limnol. Oceanogr.*: 41(2), 333-345.
- Valett H.M., Fisher S. G. & Stanley E. H., 1990. Physical and chemical characteristics of the hyporheic zone of a sonoran desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 9: 201-215.
- Webster J.R., & Patten B.C., 1979. Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs*, 49: 51–72.
- Zellweger G.W., Avanzino, R.J., Bencala, K.E., 1989. Comparison of tracer-dilution and current-meter discharge methods in a small gravel-bed stream, Little Lost Man Creek, California. *U.S. Geol. Surv. Tech. Rep. WRIR 89-4150*.