



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 I2: Relationship between nutrients, community and environmental conditions

- Action I2 IRSA (month 9-36): Relationship between nutrients, community and environmental conditions by IRSA

Deliverable I2d3

Rapporto tecnico - Confronto tra ritenzione dei nutrienti e indicatori di habitat e idromorfologici

Report on comparison of the nutrient retention with the habitat and hydro-morphological indices

CNR-IRSA - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque,
U.O.S. Brugherio, Via del Mulino 19, 20861, Brugherio (MB)



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 I2: Relationship between nutrients, community and environmental conditions

Deliverable I2d3

Rapporto tecnico - Confronto tra ritenzione dei nutrienti e indicatori di habitat e
idromorfologici

*Report on comparison of the nutrient retention with the habitat and hydro-morphological
indices*

Balestrini R. , Biazzì D. , M. Cazzola, A. Buffagni

CNR-IRSA - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque, U.O.S. Brugherio, Via
del Mulino 19, 20861, Brugherio (MB)

Brugherio, 30 Settembre 2012

Hanno collaborato all'organizzazione e realizzazione delle diverse attività correlate con la produzione di questo Deliverable:

CNR-IRSA:

Carlo Andrea Delconte, Anna Maria De Girolamo, Daniele Demartini, Stefania Erba, Gaetano Viviano.

Sommario

Riassunto.....	6
Extended Abstract.....	8
1. BREVE INTRODUZIONE E OBIETTIVI DEL DELIVERABLE.....	10
2. RELAZIONE TRA LE METRICHE DI RITENZIONE E I FATTORI AMBIENTALI ESAMINATI.....	11
2.1. Portata.....	11
2.2. “Transient storage zones”	12
2.3. Ampiezza e profondità	25
2.4. Substrato	26
2.5. Alterazioni idromorfologiche e di habitat.....	28
Bibliografia	34

Riassunto

All'interno del progetto INHABIT il gruppo di attività I2 è dedicato all'indagine delle relazioni tra nutrienti e caratteristiche idromorfologiche, di habitat e comunità biologiche. L'attività ha come obiettivo la valutazione dell'efficienza di ritenzione dei nutrienti attraverso esperimenti di aggiunta di ammonio e ortofosfato in siti selezionati.

Il presente deliverable si inserisce nel contesto dell'attività fornendo una descrizione dei principali risultati ottenuti dal confronto tra le metriche di ritenzione calcolate e le caratteristiche idromorfologiche e di habitat dei tratti fluviali considerati, per poter determinare l'effetto che esse hanno sui processi di ritenzione dei nutrienti.

A tale scopo sono stati stimati alcuni parametri idrologici, tra i quali le "transient storage zones", ovvero porzioni dell'ecosistema fluviale in cui l'acqua si muove a una velocità minore rispetto alla velocità media superficiale, si è rivelato importante per la valutazione della ritenzione idrologica dei nutrienti. Mediante l'utilizzo del modello OTIS (One-Dimensional Transport with Inflow and Storage) sono stati calcolati As/A , cioè la superficie delle "transient storage zones" rispetto alla superficie totale del corso d'acqua, i coefficienti di scambio tra l'acqua superficiale e le "transient storage", k_1 , e tra le storage e l'acqua superficiale, k_2 , e il coefficiente di dispersione, D .

Nei corsi d'acqua oggetto del presente studio i valori di As/A variano complessivamente da 0.04 a 0.54, con mediane di 0.13 e 0.17, rispettivamente per i siti piemontesi e sardi. Tali valori ricadono all'interno di numerose altre osservazioni disponibili in letteratura, suggerendo una discreta ritenzione idrologica. È stata riscontrata una relazione negativa tra As/A e portata, cioè all'aumentare della portata diminuisce la proporzione di "storage zone", sia in Sardegna che in Piemonte. Si è inoltre osservato che il tempo di residenza dell'acqua nelle "storage zones" (k_2) aumenta al diminuire della portata.

Nonostante le ipotesi formulate sulla base di modelli concettuali, non è emersa nessuna alcuna relazione statistica significativa tra metriche di ritenzione dei nutrienti e ampiezza delle "storage zones". Molti lavori disponibili in letteratura affrontano tale argomento e difficilmente si sono osservate delle relazioni lineari tra As/A e le "uptake length" o le altre metriche ("uptake rate" o "uptake velocity") riunendo risultati relativi a un significativo numero di osservazioni. Questo argomento rappresenta una tematica molto dibattuta per la complessità dei processi coinvolti e dei metodi utilizzati.

I risultati ottenuti dal confronto con i parametri morfologici indicano invece che la profondità dell'alveo sembra essere un fattore chiave nella regolazione dei processi di ritenzione dell'azoto ammoniacale; a una sua diminuzione corrisponde un'efficienza di ritenzione più alta in quanto il contatto tra la colonna d'acqua e il sedimento, che rappresenta il comparto biologicamente attivo, è maggiore.

Le metriche di ritenzione sono state poste in relazione anche con alcuni indici estrapolati dal metodo CARAVAGGIO, i quali sono in grado di quantificare le alterazioni idromorfologiche e di habitat lungo un tratto fluviale. Le relazioni mostrano che una maggiore diversificazione di habitat conduce anche ad una maggiore efficienza di ritenzione di $N-NH_4$ se si considerano i siti con più elevata naturalità, come quelli piemontesi. La relazione significativa trovata tra la lunghezza di assorbimento di ammonio ed ortofosfato e l'indice che esprime il carattere lenticolo-tico (LRD) descrive un'efficienza di ritenzione maggiore nei tratti più lotici, caratterizzati da un flusso più turbolento. Non è stata osservata invece nessuna relazione significativa con l'indice che esprime il livello di alterazione morfologica (HMS - *Habitat Modification Score*), né per il Piemonte né per la Sardegna.

Le relazioni trovate con le metriche di “*uptake rate*” e “*uptake velocity*” suggeriscono invece le alterazioni idromorfologiche e di habitat rivestono un ruolo molto importante nel determinare il grado di ritenzione di un nutriente di un sito fluviale soprattutto perché condizionano lo sviluppo della componente biologica alla quale va invece attribuito un ruolo diretto nei processi di ritenzione. L’effetto di questa relazione sembra essere più accentuato nei confronti dell’azoto ammoniacale piuttosto che dell’ortofosfato.

Infine, sono state trovate differenze nell’efficienza di ritenzione di tratti fluviali molto vicini tra loro posti a monte e a valle di specifiche alterazioni morfologiche, indicando che il differente grado di alterazione del corso d’acqua può incidere più o meno negativamente sulla capacità di ritenere i nutrienti.

Extended abstract

Activity group I2 of INHABIT Project deals with the interaction between nutrients, local hydro-morphology, habitat conditions and biological community. The activity is dedicated to the evaluation of nutrient retention efficiency by measuring the nutrient uptake length by means of short-term nutrient additions experiments in the studied river reaches. Within activity group I2 this deliverable provides a description of the main results obtained from the comparison between nutrient retention metrics and hydromorphological and habitat characteristics of the studied river reaches, in order to determine their overall effect on nutrient retention.

Among hydrological aspects the estimate of "transient storage zones", i.e. portions of the river ecosystem in which the water moves slower than the average speed of surface water, is a key factor in the evaluation of the hydrological retention of nutrients. The following metrics were estimated by fitting conservative solute data to a one-dimensional advection, dispersion, transient storage model (OTIS): ratio of transient storage cross sectional area to stream cross sectional areas (A_s/A), the surface-storage water coefficient (k_1), and the storage-surface water coefficient (k_2). The considered river reaches showed values of A_s/A total ranging from 0.04 to 0.54, with a median of 0.13 and 0.17 for Piedmont and Sardinia sites respectively. These values fall within the range of many other literature observations and suggest a significant hydrological retention. A negative relationship between A_s/A and discharge was found (decreasing discharge at increasing proportion of "storage areas") both for Sardinia and Piedmont. It was also observed that the residence time of water in the "storage zones" (K_2) increases with decreasing discharge. Despite the assumptions made on the basis of conceptual models, no significant relationships between nutrient retention metrics and amplitude of the "storage zones" were found. Many works in the literature address this topic confirming the difficulty in the definition of linear relationships between A_s/A and uptake length or other metrics (uptake rate or uptake velocity). This represents a very controversial topic because of the complexity of the processes involved and the constraints and uncertainties associated to the methods used to estimate both nutrient and hydrological retention.

The results obtained from the comparison with morphological parameters suggest the depth of the channel as a possible key factor in the regulation of ammonium retention processes: decrease in channel depth corresponds to a higher retention efficiency possibly due to the greater contact surface between the water column and the sediment, which represents the biologically active portion of a river.

Retention metrics were also related with some indices derived from the CARAVAGGIO method which are able to quantify the hydromorphological and habitat alterations along a river reach. Results show that a greater habitat diversity (i.e. high HQA values) correspond to a greater retention efficiency of ammonium, if we consider sites with high naturalness, such as those from Piedmont.

The significant relationship found between NH_4 and PO_4 uptake lengths and the index that expresses the lentic-lotic stream character (LRD) describes a greater retention efficiency in the most lotic reaches that are characterized by a more turbulent flow.

No significant relationship was found with the index expressing the degree of morphological alteration (HMS - Habitat Modification Score), both for Piedmont and Sardinia.

Also relationships with uptake rate and uptake velocity metrics suggest that hydromorphological and habitat alterations play a very important role in determining the degree of retention of a nutrient in a river site by affecting the structure of the biological community of the reach, which has a direct role in retention processes. The effect of this relationship seems to be higher for ammonium rather than for orthophosphate.

Lastly, differences in retention efficiency were found in river reaches very close to each other placed upstream and downstream of specific morphological alterations, indicating that the different degree of alteration of the watercourse can affect more or less adversely nutrients retention.

1. BREVE INTRODUZIONE E OBIETTIVI DEL DELIVERABLE

Molti fattori, che operano a differenti scale spaziali e temporali, influiscono sulle dinamiche dei nutrienti in ambiente fluviale. Tra questi le caratteristiche idrologiche e morfologiche rivestono un ruolo fondamentale nel funzionamento degli ecosistemi lotici, in quanto influenzano la circolazione e la ritenzione dei nutrienti (Martì *et al.*, 2006).

La ritenzione idrologica è il risultato di caratteristiche idromorfologiche che ritardano il movimento dell'acqua e delle interazioni tra acqua superficiale, sedimenti e zona iporreica che aumentano il tempo di residenza dell'acqua, aumentando così la probabilità che i nutrienti siano disponibili per le comunità biologiche. 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.

Le caratteristiche idromorfologiche del canale e di conseguenza il tempo di residenza hanno infatti un effetto indiretto sulla misura dell' "uptake length" dei nutrienti in quanto determinano il tempo di contatto dell'acqua con i substrati biochimicamente attivi. In corsi d'acqua canalizzati, ad esempio, le possibili superfici a contatto con l'acqua diminuiscono, il tempo di residenza idraulica dell'acqua si riduce e le interazioni con gli ecosistemi terrestri sono limitate. Ciò comporta una minimizzazione del processo di ritenzione dei nutrienti. Al contrario, corsi d'acqua che non presentano alcuna canalizzazione sono caratterizzati da un maggior tempo di residenza delle acque e da un maggior accumulo di sedimenti. La ritenzione dei nutrienti, in questo caso, aumenta sia da un punto di vista fisico che biologico (*Stream Solute Workshop*, 1990).

Con l'obiettivo di valutare l'interazione tra la capacità di ritenzione dei nutrienti e le caratteristiche idromorfologiche, le metriche di ritenzione stimate sono state poste in relazione con i fattori fisici misurati. Tale relazione è stata fatta anche con alcuni indici che descrivono le alterazioni morfologiche e di habitat estratti dal metodo CARAVAGGIO (*Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydro-morpholoGical cOndition*) (Buffagni *et al.*, 2005). L'habitat è infatti il risultato dell'interazione tra le diverse componenti idromorfologiche (Kamp *et al.*, 2007) e può essere un utile indicatore delle funzionalità dell'ecosistema.

In particolare, gli obiettivi del deliverable si concentrano:

- nel confronto tra le metriche di ritenzione e i parametri idrologici quali portata, velocità di corrente e "water transient storage zones" misurati all'interno del tratto fluviale considerato, con particolare riferimento a queste ultime;
- nel confronto tra le metriche di ritenzione e i parametri morfologici quali larghezza media e profondità e tipo di flusso e substrato;
- nel confronto tra le metriche di ritenzione e alcuni indici sintetici di alterazione idromorfologica e di habitat estrapolati dal metodo CARAVAGGIO;
- nella valutazione dei processi di ritenzione dei nutrienti di siti sperimentali posti a monte e a valle di specifiche alterazioni morfologiche quali guadi, arginature, culvert, ecc.

2. RELAZIONI TRA LE METRICHE DI RITENZIONE E I FATTORI AMBIENTALI ESAMINATI

Con l'obiettivo di valutare l'influenza di alcuni fattori ambientali sulle dinamiche di ritenzione dei nutrienti, le metriche di ritenzione stimate sono state messe in relazione con alcuni parametri idrologici quali portata, portata specifica e velocità di corrente (valori massimi, medi e minimi e rapporto velocità minima-velocità media) e alcuni parametri morfologici quali larghezza dell'alveo e profondità, tipi di flusso e substrato, per valutare la loro influenza sulle dinamiche di ritenzione. La caratterizzazione idromorfologica dei siti selezionati è stata effettuata a scala di tratto sperimentale (circa 100 m), dove sono state condotti gli esperimenti di addizione, e a scala più ampia, 500 m (comprendente il tratto di 100 m) attraverso l'applicazione del metodo CARAVAGGIO. In particolare sono stati utilizzati degli indici sintetici utili per la valutazione della qualità dell'habitat (HQA), dell'alterazione idromorfologica (HMS), delle condizioni lenco-lotiche (LRD) e dell'uso del suolo (LUI).

Di seguito vengono presentate le relazioni tra le metriche e i parametri fisici misurate, ottenute mediante l'analisi di correlazione di Pearson. Le correlazioni sono state determinate sia su tutti i dati che separatamente per Sardegna e Piemonte.

2.1 Portata

Uno dei parametri principali che influenza l'immagazzinamento e/o il rilascio dei nutrienti in un tratto fluviale è la portata. Cambiamenti stagionali della portata possono condurre a variazioni delle metriche utilizzate per definire la "*spiraling length*" dei nutrienti. Da un lato 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 con conseguente aumento della velocità di corrente possono determinare un aumento della distanza percorsa dal nutriente nella colonna d'acqua prima di essere completamente rimosso.

Molti studi in letteratura dimostrano una stretta correlazione tra i processi di ritenzione e la portata, anche in funzione delle dimensioni del fiume considerato.

Butturini e Sabater (1998) dimostrarono che la portata è un fattore primario nella regolazione delle lunghezze di assorbimento di N-NH₄ e P-PO₄: valori di portata inferiori a 100 L/s conducono a una maggiore efficienza di ritenzione dei nutrienti ("*uptake length*" corte) poiché la distanza percorsa dalla molecola di nutriente nella colonna d'acqua è minore e il contatto tra la stessa colonna d'acqua e il sedimento viene facilitato. In particolare, gli Autori spiegano la relazione tra la portata e l'"*uptake length*" dell'ortofosfato attraverso processi biologici quali sviluppo di alghe filamentose o accumulo di detrito organico, che sono influenzati dalle variazioni del flusso dell'acqua.

Altri studi confermano questa ipotesi: Sobota e colleghi (2012) e Hall e colleghi (2002) trovarono una relazione lineare positiva tra l'"*uptake length*" dei nutrienti e la portata specifica, ovvero il rapporto tra la portata (m³/s) e la larghezza media del tratto (m); Peterson e colleghi (2001) riportarono che in fiumi piccoli (1° ordine) e naturali l'"*uptake length*" di N-NH₄ è fortemente correlata alla portata, anche confrontando fiumi appartenenti a biomi molto diversi. L'ipotesi è che un aumento di portata simile avrà un maggior effetto sull'efficienza di ritenzione dei nutrienti in fiumi più stretti e poco profondi rispetto a fiumi larghi e relativamente profondi, in quanto gli elevati rapporti superficie/volume caratteristici di questi fiumi ne favoriscono i processi di uptake e rimozione.

Nel caso del nostro studio, non sono state trovate relazioni statisticamente significative tra l'“*uptake lenght*” sia del P-PO₄ che dell'N-NH₄ né con la portata né con la portata specifica in entrambe le regioni, nonostante l' intervallo di portata coperto (1-250 L s⁻¹ circa) fosse abbastanza ampio. Tale risultato evidenzia che questo parametro idrologico, sicuramente importante anche per i siti indagati, non è però in grado di spiegare la maggior parte della variabilità osservata. Occorre considerare che la maggior parte dei lavori che riportano una significativa e positiva relazione tra “*uptake lenght*” e portata sono stati condotti in bacini naturali cioè in assenza di alterazioni antropiche. In uno studio condotto su tratti fluviali a valle di scarichi di depurazione, infatti, Martì e colleghi (2004) sottolineano come la lunghezza di assorbimento di N-NH₄ e P-PO₄ non mostri nessuna correlazione significativa con la portata, poichè il fattore più importante era da ricercare nell'elevato carico di nutriente presente o più in generale nell'alterazione della chimica delle acque. Anche un altro studio condotto in un corso d'acqua italiano alterato, il Fosso Bagnatore, Roma (Ruggiero *et al.*, 2006), conferma l'ipotesi precedente. Inoltre in molti studi la relazione tra lunghezza di assorbimento e portata viene ottenuta da misure condotte sullo stesso fiume in tempi diversi o su fiumi differenti ripetendo gli esperimenti più volte, quindi con un approccio diverso da quello adottato nel presente lavoro. In alcuni siti piemontesi dove le misure delle metriche di ritenzione sono state ripetute in due stagioni caratterizzate da portate differenti abbiamo rilevato la medesima relazione riportata in letteratura. Nell'Olobbia e nel Sizzone il dimezzamento della portata ha portato ad un aumento dell'efficienza di rimozione sia dell'ammonio che dell'ortofosfato nel primo e solo dell'ammonio nel secondo. Nel S.Sudario, invece la lunghezza di assorbimento di entrambi i nutrienti non è variata significativamente da febbraio con portata di 172 l s⁻¹, a giugno con portata di 41 l s⁻¹.

2.2. “Transient storage zones”

All'interno di un corso d'acqua vi sono delle zone ritenute responsabili di buona parte della ritenzione idrologica dei nutrienti. Esse vengono definite come “*Transient storage zones*” (Fig. 1). Questo termine si riferisce a porzioni del corso d'acqua in cui si verifica una riduzione locale della velocità di corrente, rispetto alla velocità media nel canale ad opera di alcune strutture presenti nel fiume. Esempi di “*transient storage zones*” sono le piccole pool o pozze profonde 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 (ad esempio i tronchi caduti in acqua) e i tratti con pendenza ridotta. Le “*storage zones*” includono anche il comparto iporreico, cioè la porzione subsuperficiale dove vi è un continuo scambio tra acqua superficiale e acqua sotterranea. L'effetto di tali caratteristiche morfologiche è un ritardo del trasporto dei nutrienti a valle con conseguente aumento del tempo di residenza all'interno del tratto fluviale, esponendo una più ampia porzione d'acqua alle zone biochimicamente reattive e favorendo maggiormente i processi di ritenzione (Ensygn & Doyle, 2006; Haggard *et al.*, 2001).

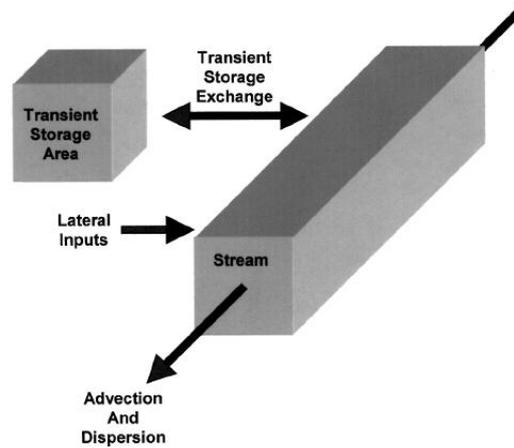


Figura 1. Modello concettuale che descrive le “transient storage zones” (da Haggard et al., 2001)

Le “transient storage zone” (A_s, m^2) rappresentano dunque delle porzioni dell'ecosistema fluviale in cui l'acqua si muove a una velocità più lenta rispetto alla velocità media superficiale. Questo parametro, insieme al “transient storage exchange coefficient” (α o k_1, s^{-1}) 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. 2) evidenzia come i fattori fisici (es. avvezione, dispersione, diluizione e interazione con zone con velocità inferiore) influenzino il trasporto del soluto.

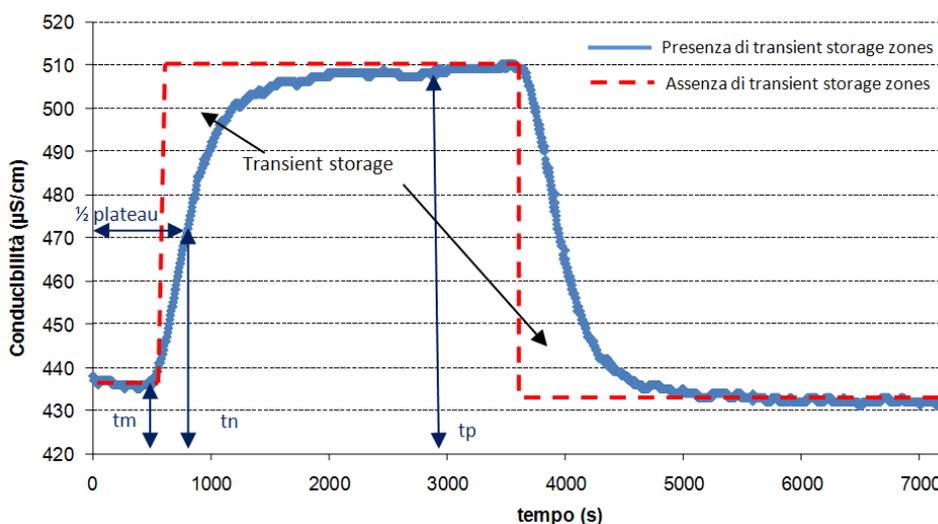


Figura 2 – Andamento della conducibilità durante un esperimento di short term additon. È rappresentato l'andamento misurato con quello teorico, in assenza di fenomeni di ritenzione idrologica (Dati IRSA).

Per simulare la risposta temporale di un tracciante in diversi punti del transetto può essere utilizzato il modello OTIS (One-Dimensional Transport with Inflow and Storage - Runkel, 1998).

I parametri del modello, ovvero coefficiente di dispersione (D , $m^2 s^{-1}$), “transient storage cross sectional area” (A_s , m^2) e “transient storage exchange coefficient” (α , s^{-1}) vengono modificati manualmente fino ad ottenere una curva il più confrontabile possibile con quella reale. Graficamente, l’effetto delle storage zones risiede sulla “spalla” e sulla “coda” della curva di conducibilità (Fig. 2). Il coefficiente di scambio α si riflette, ad esempio, nella curvatura iniziale della spalla e della coda, mentre l’area della storage zone A_s si riflette nella pendenza con cui la spalla e la coda si avvicinano al plateau di concentrazione o alla concentrazione di background (Wagner & Harvey, 1997).

Per essere in grado di confrontare A_s tra corpi idrici diversi, questo parametro viene normalizzato dall’ area media della sezione trasversale del fiume (A , m^2) in modo da ottenere un rapporto A_s/A . L’area media della sezione trasversale del fiume (A - Mean cross-sectional area) è data dal rapporto tra la portata (Q , $m^3 s^{-1}$) e la velocità media (v , $m s^{-1}$), calcolate con i dati di concentrazione del tracciante.

I valori di A_s/A 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, come ad esempio il coefficiente di scambio tra le “transient storage zones” e la colonna d’acqua (K_2 , s^{-1}). 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 viene calcolato come: $K_2 = K_1 * A/A_s$.

Infine, per stimare se la lunghezza del tratto sperimentale scelto risulta appropriata per poter ricavare i parametri di “transient storage”, viene calcolato il cosiddetto numero di Damkohler (Dal) per ogni tratto come segue:

$$Dal = [(K_1 + K_2) * L] / v$$

dove L è la lunghezza del tratto fluviale considerato (m) e v la velocità media ($m s^{-1}$).

Valori di Dal inferiori a 0.5 indicano un’interazione scarsa tra il tracciante e le “transient storage zones”, suggerendo che il tratto sperimentale selezionato è troppo corto per poterne stimare i parametri opportunamente; valori superiori a 5 indicano che la diffusione del tracciante ha raggiunto una fase di equilibrio che segue dopo che tutto il tracciante ha interagito con le “transient storage zones”, aumentando di fatto l’incertezza dei parametri e suggerendo un tratto sperimentale troppo lungo.

Di seguito vengono presentati i dati relativi ai parametri idrologici dei siti studiati calcolati mediante l’utilizzo del modello OTIS, sia per la Sardegna che per il Piemonte (Tab. 1 e 2).

Tabella 1. Valori dei principali parametri idrologici calcolati mediante il modello OTIS relativi ai siti sardi

SITO	DATA	A m ²	As m ²	As/A	D m ² s ⁻¹	α (10 ⁻³) s ⁻¹	K ₂ (10 ⁻³) s ⁻¹	Dal
BARRASTONI	Maggio 2011	0.70	0.10	0.14	0.14	0.30	2.11	2.84
BALDU MONTE	Maggio 2011	1.00	0.27	0.27	0.05	1.70	6.27	4.16
BALDU VALLE	Maggio 2011	0.67	0.11	0.17	0.07	1.00	6.06	2.64
SA FAA	Maggio 2011	0.24	0.06	0.26	0.06	0.30	1.18	3.01
POSADA AFFLUENTE	Maggio 2011	1.11	0.12	0.11	0.06	0.30	2.77	2.82
TERRAMALA	Maggio 2011	0.91	0.11	0.12	0.08	0.20	1.66	2.46
LORANA MONTE	Maggio 2011	0.65	0.15	0.23	0.16	0.60	2.58	2.38
LORANA VALLE	Maggio 2011	1.16	0.32	0.28	0.09	0.50	1.81	3.69
CORR'E PRUNA	Maggio 2011	0.75	0.07	0.09	0.35	0.40	4.29	1.20
CORR'E PRUNA MONTE	Maggio 2011	1.40	0.12	0.09	0.05	0.60	7.02	3.05
PORCEDDU	Maggio 2011	0.54	0.07	0.12	0.10	0.40	3.33	2.03
CANALE M.D.	Maggio 2011	0.21	0.06	0.29	0.04	1.00	3.47	2.63
TIRSO	Maggio 2011	0.34	0.11	0.31	0.04	0.55	1.76	4.12

Tabella 2. Valori dei principali parametri idrologici calcolati mediante il modello OTIS relativi ai siti piemontesi

SITO	DATA	A m ²	As m ²	As/A	D m ² s ⁻¹	α (10 ⁻³) s ⁻¹	K ₂ (10 ⁻³) s ⁻¹	Dal
OLOBBIA	Febbraio 2011	0.80	0.12	0.15	0.30	1.25	8.35	3.55
OLOBBIA	Giugno 2011	0.94	0.04	0.04	0.20	0.10	2.35	2.08
GUARABIONE	Febbraio 2011	1.41	0.40	0.28	0.16	0.60	2.11	2.49
GUARABIONE PONTE	Aprile 2011	1.16	0.13	0.11	0.18	0.35	3.11	2.77
SAN SUDARIO	Marzo 2011	0.64	0.11	0.17	0.50	0.08	0.46	0.21
SAN SUDARIO	Giugno 2011	0.15	0.08	0.54	0.70	2.80	5.14	3.14
SIZZONE	Marzo 2011	0.74	0.07	0.09	0.40	0.30	3.17	1.10
SIZZONE	Luglio 2011	0.32	0.09	0.27	0.95	1.00	3.77	1.51
SIZZONE MONTE	Marzo 2011	1.43	0.19	0.13	0.16	1.20	9.24	4.25
STREGO	Marzo 2011	0.75	0.07	0.09	0.05	0.50	5.33	5.93
STREGO	Maggio 2012	0.61	0.08	0.13	0.50	0.40	3.07	2.26
CURONE MONTE	Marzo 2011	0.44	0.04	0.09	0.05	0.15	1.65	3.20
CURONE MONTE	Novembre 2011	0.21	0.05	0.21	0.07	0.08	0.38	2.07
CURONE VIVAIO	Ottobre 2011	0.25	0.02	0.07	0.08	0.03	0.42	1.80

In letteratura scientifica sono presenti numerosi dati riguardo alla tematica delle “transient storage zones” e sul ruolo che esse hanno sulla ritenzione dei nutrienti a livello di tratto fluviale, soprattutto negli Stati Uniti. In Italia, fino ad oggi, questa tematica non è mai stata affrontata e non sono presenti dunque dati pregressi.

Le stime dei parametri idrologici utili a valutare l'importanza delle “transient storage zones” in corsi d'acqua presenti sul territorio italiano ottenute nel presente studio rappresentano quindi delle misure del tutto originali e innovative.

Abbiamo ritenuto utile riportare in tabella 3 alcuni dati ricavati dalla letteratura, ottenuti mediante esperimenti di aggiunta di nutrienti a tasso costante in corsi d'acqua di piccole dimensione, comparabili quindi ai nostri siti di studio.

Occorre però considerare che la maggior parte dei lavori riportati in letteratura si riferiscono a campagne sperimentali effettuate su pochi siti fluviali in diverse date di campionamento durante l'anno, mentre l'attività da noi condotta si è concentrata su un numero maggiore di fiumi in una o due date.

Tabella 3. Valori relativi ai principali parametri idrologici ottenuti mediante il modello OTIS in corsi d'acqua studiati in letteratura (n.m. = non misurato)

SITO	STATO	A m ²	As m ²	As/A	D m ² s ⁻¹	α (10 ⁻³) s ⁻¹	Dal	Riferimento
Riera Major	Spagna	0.31-1.62	0.014-0.32	0.0009-0.087	0.12-0.7	0.03-0.20	n.m.	Butturini & Sabater, 1999
Coweeta Creek	North Carolina, USA	0.025	0.023	0.92	0.035	1.00	n.m.	D'angelo et al., 1993
Coweeta Creek	North Carolina, USA	0.022	0.03	1.36	0.025	0.80	n.m.	"
Lookout Creek	Oregon, USA	1.25	2.02	1.61	0.50	3.00	n.m.	Gooseff et al., 2003
Cherokee Creek	Oklahoma, USA	n.m.	0.2-0.8	n.m.	0.5-1.3	0.20-0.30	n.m.	Haggard et al., 2001
Cloud Creek	Oklahoma, USA	n.m.	0.6-4.6	n.m.	0.2-2.0	0.20-0.70	n.m.	"
Bear Brook	New Hampshire, USA	n.m.	n.m.	0.27	n.m.	10.00	1.78	Hall et al., 2002
Cascade Brook	New Hampshire, USA	n.m.	n.m.	0.39	n.m.	9.00	2.25	"
Hubbard Brook	New Hampshire, USA	n.m.	n.m.	0.23	n.m.	20.00	3.21	"
Paradise Brook	New Hampshire, USA	n.m.	n.m.	0.36	n.m.	20.00	2.61	"
Walker Branch	Tennessee, USA	0.07-0.19	0.006-0.024	0.08-0.17	0.02-0.3	0.05-2.00	1.2-5	Hart et al., 1999
Upper Red Canyon Creek	Wyoming, USA	0.17	0.013	0.08	0.28	0.30	5.3	Lautz & Siegel, 2007
Cherry Creek	Wyoming, USA	0.50	0.031	0.06	0.29	0.30	3.7	"
Lower Red Canyon Creek	Wyoming, USA	0.62	0.036	0.06	0.35	0.50	5.8	"
Aspen Creek	New Mexico, USA	0.01	0.0008	0.08	0.05	0.04	n.m.	Morrice et al., 1997
Rio Calaveras	New Mexico, USA	0.03	0.003	0.10	0.05	0.06	n.m.	"
Gallina Creek	New Mexico, USA	0.05	0.23	4.60	0.05	0.06	n.m.	"
Upper East Creek	Canada	0.08	0.02	0.25	0.14	0.30	0.31	Scordo & Moore, 2009
Lower East Creek	Canada	0.16	0.05	0.31	0.16	0.20	0.25	"
Goodwin Creek	Mississippi, USA	0.57	0.41	0.72	0.45	0.50	n.m.	Stofleth et al., 2008
Little Topashaw Creek	Mississippi, USA	0.29	0.46	1.59	3.00	0.30	n.m.	"
Snake Den Branch	North Carolina, USA	0.07	0.10	1.43	n.m.	0.40	1.21	Thomas et al., 2003
Lockwood Brook	Massachussets, USA	0.07	0.03	0.43	0.10	0.04	1.00	Briggs et al.,
Ipswich River	Massachussets, USA	2.59	3.73	1.44	0.19	0.01	0.50	"
Goodwin Creek	Mississippi, USA	0.57	0.41	0.72	0.45	0.50	n.m.	Stofleth et al., 2008
Little Topashaw Creek	Mississippi, USA	0.29	0.46	1.59	3.00	0.30	n.m.	"
Snake Den Branch	North Carolina, USA	0.07	0.10	1.43	n.m.	0.40	1.21	Thomas et al., 2003
Lockwood Brook	Massachussets, USA	0.07	0.03	0.43	0.10	0.04	1.00	Briggs et al.,
Ipswich River	Massachussets, USA	2.59	3.73	1.44	0.19	0.01	0.50	"

I valori di As/A variano da 0.04 a 0.54 con un valore medio di 0.18 e indicano che i processi di ritenzione idrologica non sono trascurabili in tutti i tratti fluviali considerati. Per i siti sardi il valore medio di questo rapporto è più alto, 0.17, rispetto a quello relativo ai fiumi piemontesi, 0.13. Tali valori ricadono all'interno di numerose altre osservazioni disponibili in letteratura e nonostante non siano comparabili ad alcuni piccoli fiumi, dove As/A era >1 (Tabella 3), suggeriscono una discreta ritenzione idrologica. Il rapporto più alto, 0.54, è stato misurato sul fiume S. Sudario, in Piemonte, nel giugno 2011. Le medie dei coefficienti di scambio tra acqua superficiale e storage (k_1) e tra storage e acqua superficiale (k_2) sono molto simili nelle due regioni studiate, con valori di k_1 corrispondenti a 6.04×10^{-4} e 6.72×10^{-4} e valori di k_2 di 3.41×10^{-3} e 3.55×10^{-3} , rispettivamente per Sardegna e Piemonte.

I valori del "Damkholer number" (DaI) variano tra 0.2 e 5.9 suggerendo che le lunghezze dei tratti selezionati per gli esperimenti con il tracciante erano appropriate e anche la stima dei parametri idrologici inseriti nella modellizzazione era ragionevole.

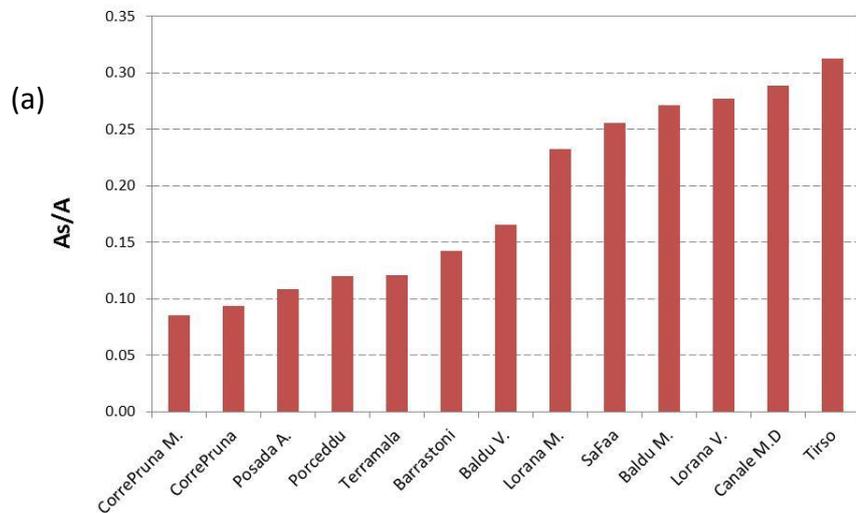


Figura 3. Valori di As/A calcolati nei siti sardi

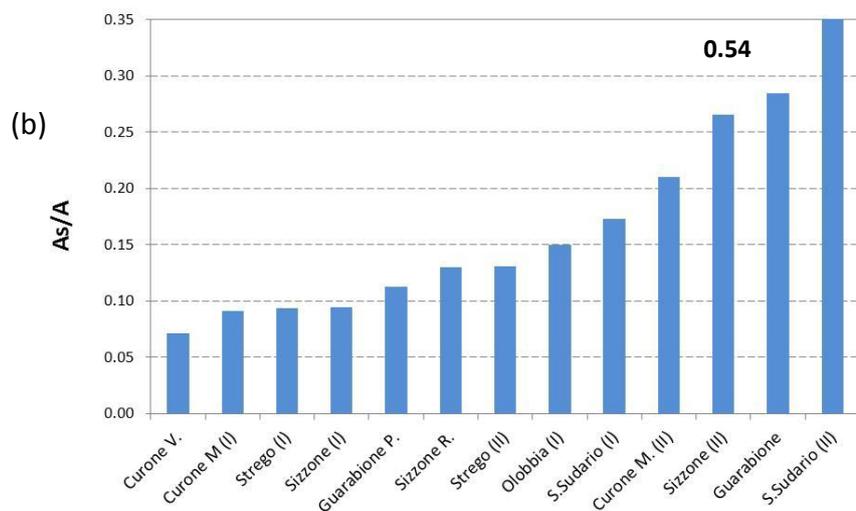


Figura 4. Valori di As/A calcolati nei siti piemontesi

Come si può osservare dal grafico di figura 3, tra i fiumi sardi i minimi di As/A sono stati misurati sullo stesso fiume, il Corr'e Pruna, in due tratti differenti, ma entrambi caratterizzati da un grado di alterazione morfologica elevato. Il sito qui denominato Corr'e Pruna ha fatto registrare il più alto punteggio di HMS (Habitat Modification Score), 79, derivante dalla presenza di argini completamente artificiali e alveo cementato. Il Corr'e Pruna Monte, cioè il tratto situato più a monte ha un punteggio HMS leggermente più basso, 51, e presenta un corso completamente raddrizzato con delle briglie rialzate. Occorre altresì evidenziare che altri siti come Posada e Terramala con valori di As/A molto simili a quelli del Corr'e Pruna (0.11-0.12) presentano un corso completamente naturale. L'alterazione idromorfologica è certamente un fattore che può limitare i processi di ritenzione idrologica, ma da solo non sembra essere in grado di condizionare la dimensione delle "storage zones". Ciò è quanto si può dedurre dai dati raccolti finora per i quali non è stata osservata nessuna correlazione significativa tra As/A e HMS. In Piemonte, dove in alcuni casi è stato possibile ripetere gli esperimenti con il tracciante in due differenti stagioni, è risultata evidente la relazione tra As/A e portata.

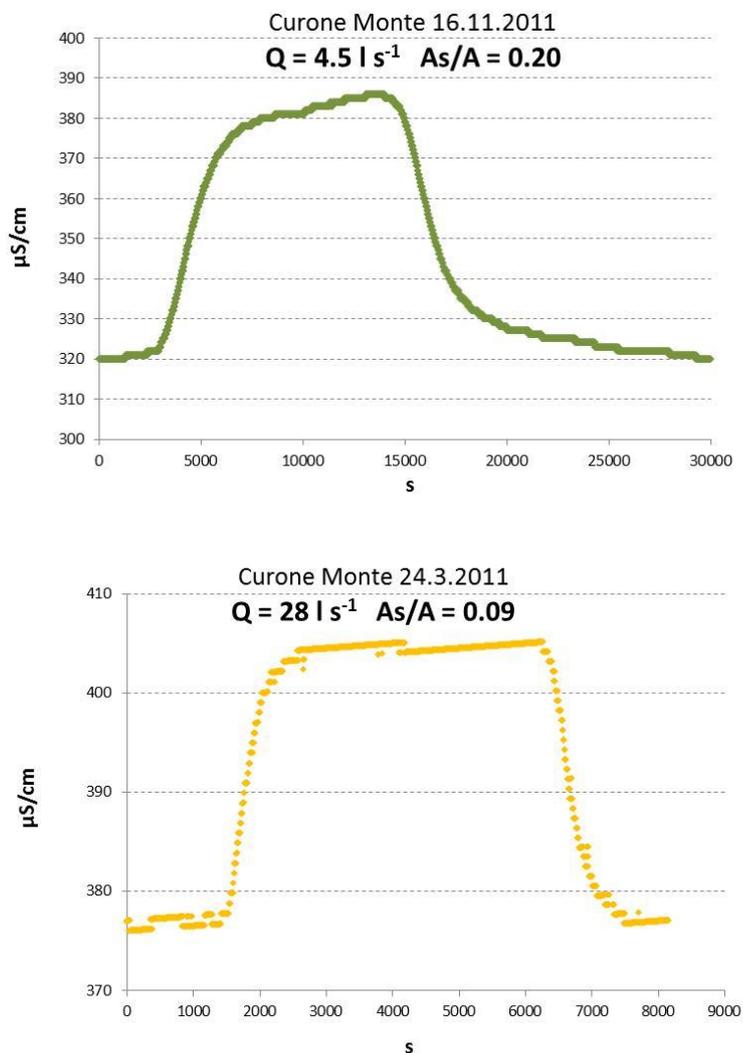


Figura 5. Andamento della conducibilità durante un esperimento di short term additon sul fiume Curone in due diverse date, con riferimento ai valori di portata e al rapporto As/A.

Come si può osservare dai grafici riportati in figura 5, l'ampiezza relativa delle storage zones aumenta notevolmente nello stesso tratto fluviale in condizioni di bassa portata. Le curve temporali della conducibilità ottenute durante gli esperimenti di aggiunta del tracciante (Cl) mostrano molto bene l'influenza dei processi legati al rallentamento dell'acqua nelle storage sui processi di avvezione e dispersione.

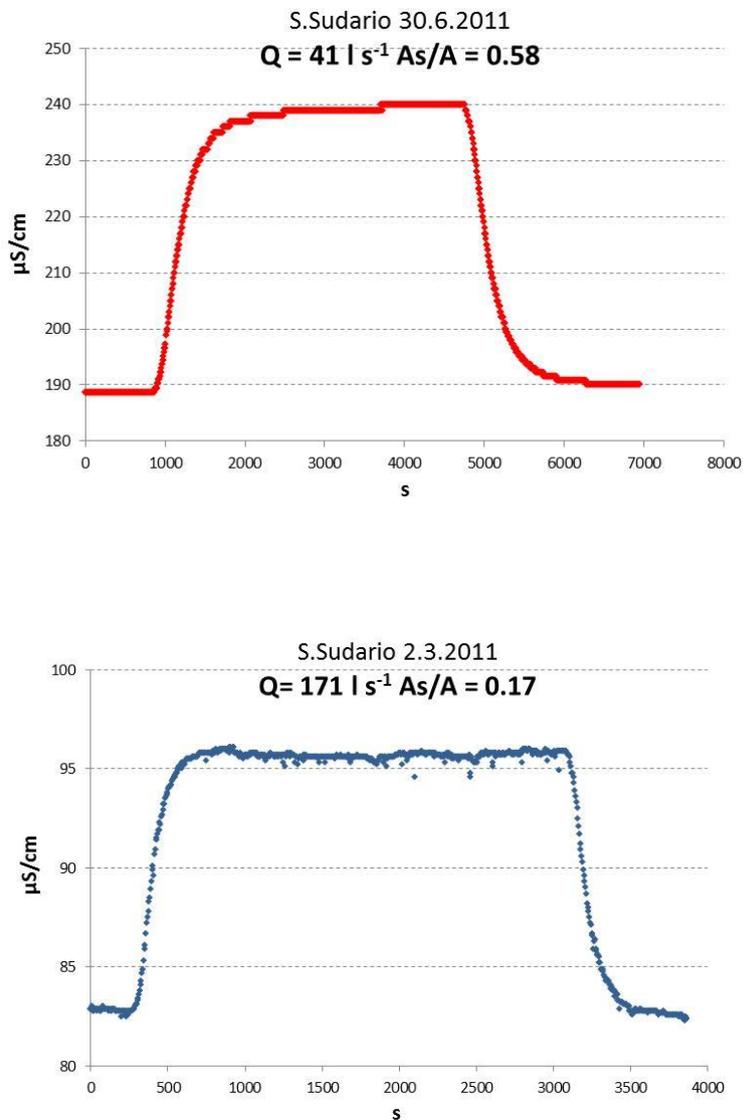


Figura 6. Andamento della conducibilità durante un esperimento di short term additon sul fiume S. Sudario in due diverse date, con riferimento ai valori di portata e al rapporto As/A .

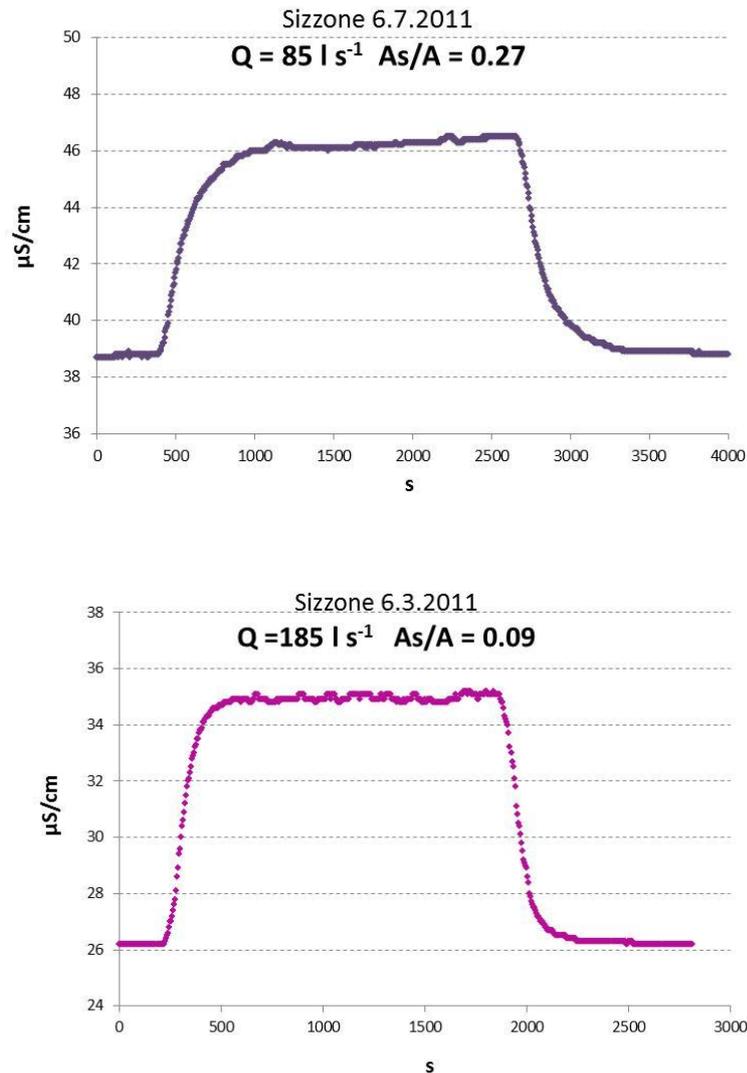


Figura 7. Andamento della conducibilità durante un esperimento di short term additon sul fiume Sizzano in due diverse date, con riferimento ai valori di portata e al rapporto As/A.

Per quanto riguarda la Sardegna, il numero maggiore di siti ha consentito di verificare la correlazione tra As/A e portata che è risultata significativa anche riunendo fiumi diversi studiati in un'unica stagione (Fig. 8). La stessa relazione negativa tra As/A e portata è stata riportata da Butturini & Sabater (1999) studiando un singolo tratto fluviale ma durante un ciclo idrologico annuale, mentre D'Angelo e colleghi (1993) hanno riportato risultati simili in tratti fluviali di differenti dimensioni e geomorfologia. Butturini & Sabater (1999), confrontando le relazioni tra As/A e portata in diversi fiumi suggeriscono che la sensibilità del rapporto As/A (desunta dalle pendenze delle curve) alle variazioni della portata è indipendente dalla dimensione e dalla geomorfologia dei fiumi.

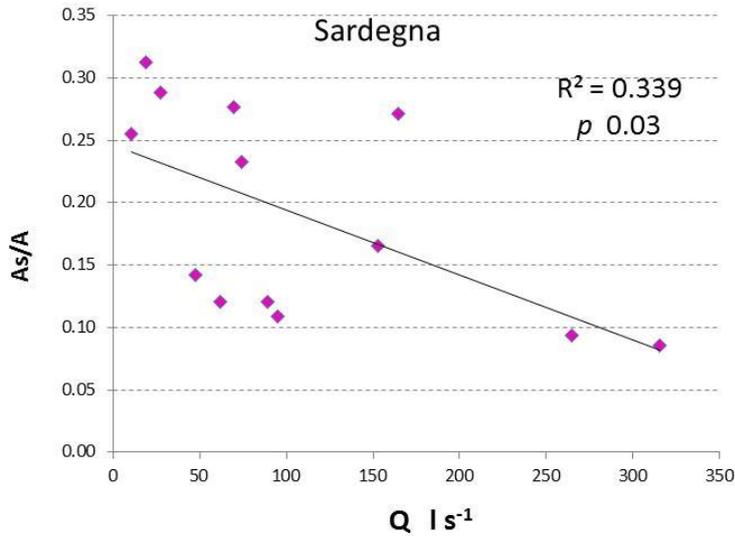


Figura 8. Relazione tra portata e As/A per i siti sardi

Analogamente al rapporto As/A , anche k_2 , il coefficiente di scambio tra “storage zone” e acqua superficiale, è risultato significativamente correlato alle variazioni della portata (Fig. 9). Questo risultato osservato anche da Butturini e Sabater (1999) e da Hall e colleghi (2002) suggerisce che il tempo di residenza dell’acqua nelle “storage zones” aumenta al diminuire della portata o in altri termini che l’acqua si muove più lentamente attraverso le “storage zones” se la portata è più bassa.

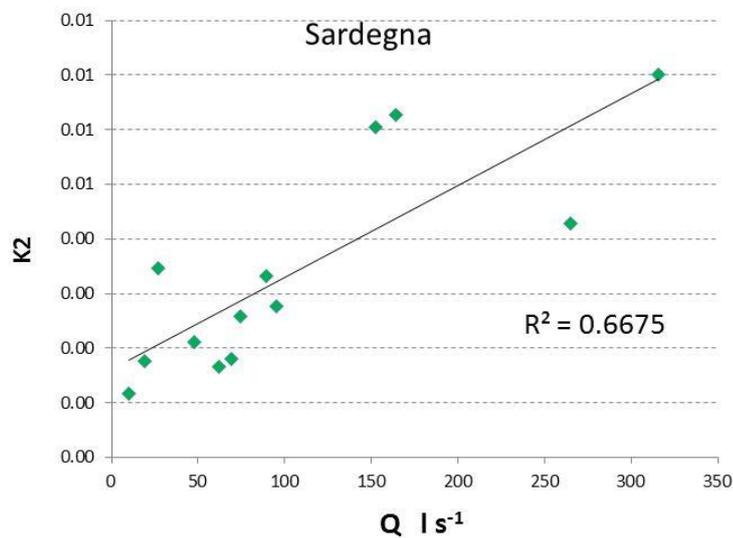


Figura 9. Relazione tra portata e K_2 per i siti sardi

La relazione tra ampiezza delle “transient storage zones” e l’efficienza di ritenzione dei nutrienti espressa attraverso le metriche dedotte da esperimenti di aggiunta di nutrienti rappresenta una tematica molto controversa per la complessità dei processi coinvolti, sia fisici che biologici. In linea teorica si ipotizza che l’efficienza di ritenzione dei nutrienti aumenti al crescere delle zone dove l’acqua si muove più lentamente, quindi dove elevati tempi di residenza favoriscono il contatto tra soluti e superfici biologicamente attive, principalmente i sedimenti.

Nell'ambito del presente studio non è stata trovata nessuna correlazione significativa tra le metriche di ritenzione e i parametri idrologici ricavati dall'applicazione del modello OTIS, in particolare l'ampiezza delle "storage zones" normalizzata rispetto alle dimensioni del tratto fluviale (As/A). Molti lavori disponibili in letteratura affrontano tale argomento e difficilmente si sono osservate delle relazioni lineari tra As/A e le "uptake length" o le altre metriche ("uptake rate" o "uptake velocity") riunendo risultati relativi a un significativo numero di osservazioni.

Valett e colleghi (1996) riportarono una relazione lineare molto significativa tra l'"uptake length" (Sw) del nitrato e As/A riunendo i risultati di 6 "long term additions" (10 giorni) condotte in tre diversi siti. Mulholland e colleghi (1997) suggerirono che un aumento nelle proporzioni delle "transient storage" era correlato ad una diminuzione dell'"uptake length" dei nutrienti basandosi però su un paio di misure. Al contrario, As/A sembrava non avere alcun effetto sull'"uptake length" di N e P nel Sycamore Creek, in Arizona, nonostante l'ampio gradiente di As/S misurato dopo un evento di piena (Martì *et al.*, 1997). Hall e colleghi (2002), elaborando i risultati ottenuti da esperimenti di addizione di ammonio e fosforo insieme ad un tracciante conservativo in 13 fiumi per un totale di 37 esperimenti, trovarono che le "transient storage" non avevano nessuna relazione con l'uptake del PO_4 e spiegavano solo il 14 % della variazione di V_f (mass transfer coefficient) dell' NH_4 . Lautz & Siegel (2007) analizzando un set di dati caratterizzato da un ampio gradiente relativo all'"uptake length" del nitrato e alle "transient storage" non trovarono nessuna relazione lineare significativa tra le metriche di ritenzione e quelle idrologiche derivanti dall'applicazione di OTIS-P. Applicando invece un modello di regressione multipla solo su siti con caratteristiche idrologiche molto differenti riuscirono a spiegare circa il 50% della variabilità della Sw del NO_3 con la portata specifica e As .

Sono molteplici i motivi che possono spiegare questa apparente incongruenza tra quanto atteso sulla base di modelli concettuali e i risultati ottenuti da misure sperimentali su campo. Innanzitutto occorre considerare il grado di incertezza legato ai metodi utilizzati per stimare sia le metriche di ritenzione dei nutrienti che quelle relative alla ritenzione idrologica. Studi condotti da Mulholland e colleghi hanno infatti dimostrato una sovrastima della misura di "uptake length" sia del fosforo (Mulholland *et al.*, 1990) che dell'azoto (Mulholland *et al.*, 2002), rispetto all'approccio basato sull'utilizzo degli isotopi stabili. Relativamente agli aspetti idrologici, alcuni Autori hanno sottolineato come i metodi che utilizzano gli esperimenti con il tracciante e successiva modellizzazione non siano in grado di valutare tutti i tipi di interazione esistenti tra acqua superficiale e sub-superficiale in un tratto fluviale. Il rallentamento della velocità dell'acqua in una sezione fluviale può essere dovuto ad esempio alla presenza di un comparto iporreico più o meno sviluppato o a zone di "pool" laterali a differente profondità che rispondono in maniera diversa alle variazioni di portata. Harvey & Wagner (2000) sostengono che con gli esperimenti con i traccianti si possono rilevare solo i processi idrologici che avvengono nelle "storage" caratterizzate da limitate scale temporali, cioè rapidi tempi di turnover (da minuti a decine di ore) e spaziali (da cm a metri) ad esempio le barre laterali o centrali costituite da ghiaia. Sono invece esclusi gli scambi iporreici che avvengono su ampie scale spaziali e temporali come ad esempio attraverso le "channel point bars" o i canali abbandonati. La capacità di rilevare questi processi idrologici dipende anche dal disegno sperimentale scelto, in particolare dalla lunghezza del tratto scelto per l'esperimento con il tracciante, dalla quantità di tracciante e dalla durata dell'esperimento. Da quest'ultimo punto di vista l'utilizzo del "Damkolher number" diventa molto utile e nel nostro caso ha consolidato la stima dei parametri delle "transient storage" per i siti studiati.

2.3. Ampiezza e profondità

Per quanto riguarda i principali parametri morfologici, è stato dimostrato che l'ampiezza del tratto fluviale, in termini di larghezza media dell'alveo bagnato e profondità media, può influenzare la ritenzione dei nutrienti (Aumen *et al.*, 1990; Munn & Meyer, 1990; D'angelo & Webster, 1991).

Anche questi parametri, come la portata, incidono sul rapporto tra l'area della superficie del letto fluviale e il volume del canale, infatti ad un aumento di larghezza e profondità del canale corrisponde una diminuzione di tale rapporto. Questo equivale a dire che in un tratto di pari lunghezza è maggiore la quantità di soluti che vengono a contatto col benthos in un corso d'acqua stretto e poco profondo piuttosto che in un grande fiume. Molti studi enfatizzano il ruolo delle "headwaters" nell'utilizzazione dei nutrienti proprio per il fatto che, date le dimensioni del canale, trasportano una maggior quantità di acqua che interagisce con il sedimento e le superfici sommerse ricoperte da biofilm epilitici, dove si verificano verosimilmente la maggior parte dei processi di ritenzione dei nutrienti.

Tra i parametri di ritenzione e la larghezza media non è stata trovata alcuna correlazione significativa per entrambi i nutrienti ($p > 0.2$). Ciò potrebbe essere imputabile al limitato intervallo di valori di questo parametro con misure comprese tra 3 e 6 m sia in Piemonte che in Sardegna.

La profondità sembra essere al contrario un fattore chiave nella regolazione dei processi di ritenzione dell'ammonio. In figura 10 viene mostrata la correlazione dell'"uptake lenght" dell'azoto ammoniacale di tutti i siti, sia sardi che piemontesi, con la profondità ($p = 0.009$).

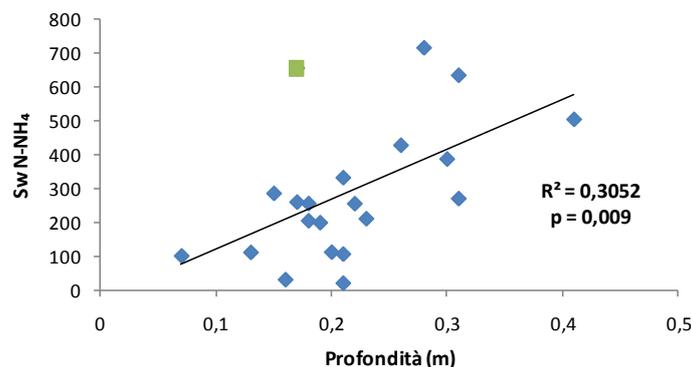


Figura 10. Regressione lineare tra la Sw N-NH₄ e la profondità nei siti sardi e piemontesi

Questa relazione suggerisce che le basse profondità sono i fattori che spiegano le più corte lunghezze di assorbimento, in quanto all'aumentare della profondità diminuisce il contatto tra la colonna d'acqua e il sedimento dove, come già accennato, la velocità dei processi biogeochimici sono più elevate. A basse profondità il biofilm epilitico e le alghe filamentose, ad esempio, risultano maggiormente in contatto con lo strato superficiale di acqua e hanno perciò un impatto immediato sulle concentrazioni di azoto ammoniacale. Non è stato incluso nella regressione il Corr'è Pruna in quanto caratterizzato da un alveo cementato e profondità completamente uniforme su tutto il tratto studiato.

2.4. Substrato

Anche la litologia, il tipo di substrato (composto da materiali sia di natura inorganica che organica che sono stati erosi, trasportati e depositati dalla corrente) e il tipo di flusso sono molto importanti nell'influenzare il comportamento dei nutrienti in un corso d'acqua.

In particolare, la taglia dei componenti del substrato può agire in due modi sulla ritenzione dei nutrienti: da un lato substrati più grossolani favoriscono lo sviluppo di organismi quali alghe e perifiton aumentandone la superficie disponibile alla loro crescita, dall'altro substrati più fini possono favorire l'adsorbimento dei nutrienti al sedimento e processi biochimici quali nitrificazione e denitrificazione.

Anche la presenza di materiale di natura organica in grado di intrappolare i nutrienti gioca un ruolo non secondario nel determinare una maggiore o minore efficienza di ritenzione. Nei fiumi, ad esempio, i tronchi sommersi, le foglie ed 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, costituendo in tal modo un'importante riserva alimentare per le comunità biologiche.

Studi di Martí e Sabater (1996) su due piccoli fiumi di pianura spagnoli, uno di natura calcarea e uno di natura silicea, hanno evidenziato come le lunghezze di assorbimento di ammonio ed ortofosfato varino in funzione del tipo di substrato. Nel caso del bacino calcareo l' "uptake length" di N-NH₄ varia da 33 a 241 m con un substrato formato da sabbia e piccoli ciottoli e da 4 a 138 metri con un substrato molto più grossolano, mentre l' "uptake length" di P-PO₄ varia da 23 a 463 m e da 10 a 197 m, sempre con le stesse condizioni di substrato; nel bacino siliceo i valori di "uptake length" di N-NH₄ variano da 18 a 204 m e da 54 a 332 m rispettivamente con un substrato più fine e uno più grossolano, mentre per il P-PO₄ i valori variano da 41 a 397 m e da 36 a 416 m. Ne consegue che in un bacino calcareo l'efficienza di ritenzione maggiore si riscontra quando è presente un substrato più grossolano; il contrario si verifica nel bacino siliceo.

L'influenza del substrato è legata soprattutto alle differenti dimensioni dei materiali che lo compongono. Ciò influirebbe direttamente sulla superficie disponibile per la crescita del perifiton (Davis & Minshall, 1999). È verosimile che una bassa ritenzione dei nutrienti in un tratto con substrato più fine può coincidere con una minore copertura algale dovuta ad una scarsa superficie disponibile per la crescita e a una più elevata mobilità del substrato nel letto del fiume (Martí & Sabater, 1996).

Nel caso del presente studio, a causa della grande eterogeneità riscontrata nei fiumi selezionati in Sardegna e Piemonte, è risultato difficile descrivere un intero tratto con un solo tipo di substrato prevalente.

Considerando alcuni siti sardi ciò appare evidente: nel caso del Posada affluente, ad esempio, è possibile riscontrare, all'interno dello stesso tratto, substrati più fini, come sabbia e piccoli ciottoli e substrati più grossolani o addirittura grossi massi, in egual misura.

In linea generale, per quanto riguarda la maggior parte degli altri siti sardi, vi è una discreta percentuale di substrati fini come sabbia, ghiaia e ciottoli di piccola dimensione (circa il 50-80 %).

Nei fiumi piemontesi, a differenza dei siti sardi, le caratteristiche del substrato appaiono più omogenee e in generale prevalgono anche qui granulometrie piuttosto fini, ad eccezione di San Sudario e Sizzano che presentano una netta prevalenza di ciottoli di medie e grandi dimensioni.

Nonostante l'intervallo coperto fosse dunque abbastanza ampio, i dati relativi alle tipologie di substrato non supportano una relazione significativa con le metriche di ritenzione dei nutrienti misurate. Tale risultato evidenzia che questo parametro morfologico, sicuramente importante anche per i siti indagati, non è però in grado di spiegare la maggior parte della variabilità osservata.

Alcune eccezioni si riscontrano in Piemonte nel torrente Guarabione, che è l'unico tra i siti piemontesi in cui si riscontra una presenza piuttosto abbondante di sabbia dove si è misurata una delle più elevate "uptake length" (700 m circa) di N-NH₄ (bassa ritenzione). In realtà, nonostante fosse inverno, quindi le temperature non fossero ideali per la fioritura algale, le zone di riffle presentavano ciottoli ricoperti di alghe filamentose e perifiton. Tale sviluppo era sicuramente favorito dall'assenza di vegetazione riparia in una delle due rive che assicurava un buon grado di irraggiamento lungo l'intero tratto. Quindi l'ipotesi legata all'assenza di alghe in questo caso non è supportabile ed è forse invece da considerare che il Guarabione è tra i siti più degradati tra quelli selezionati in Piemonte non solo per le caratteristiche idromorfologiche ma anche per l'uso del suolo che è ampiamente occupato da coltivazioni agricole (risaie). Nonostante la concentrazione di N-NH₄ fosse molto bassa nei giorni precedenti e durante l'esperimento di addition, altri dati forniti dall'ARPA Piemonte per i mesi successivi indicano concentrazioni piuttosto elevate con ad esempio un valore di 360 µg l⁻¹ misurato alla fine di Aprile 2011.

Infine, a proposito di substrato, è interessante commentare i risultati ottenuti nei due fiumi sardi (Corr'è Pruna e Canale Monte Depuratore) caratterizzati da alveo cementato. In queste condizioni è assente qualsiasi scambio con l'iporreico anche perché non è presente neppure un surrogato di sedimento. Il sito sul Corr'è Pruna (Fig. 11) in particolare presenta l'alveo costituito da ciottoli di medie dimensioni cementati fra loro sui quali si è osservata la presenza, seppur limitata, di perifiton, favorita anche in questo caso dalla completa assenza di fasce riparie e quindi dal completo irraggiamento. La presenza di queste comunità biologiche è probabilmente il fattore che ha consentito il verificarsi di processi di ritenzione sia per l' N-NH₄ che per il P-PO₄, anche se con efficienze molto limitate come indicano le lunghezze di assorbimento tra le più alte misurate. Più sorprendenti sono invece i risultati ottenuti nel Canale Monte Depuratore, dove è stata misurata la più alta efficienza di ritenzione dell'N-NH₄ (Sw = 100 m circa) tra tutti i siti della Sardegna e una buona efficienza anche per il P-PO₄ (Sw = 300 m circa). Nel transetto considerato la cementificazione non era continua ma si erano create delle spaccature con la formazione di piccole isolette utili per diversificare anche il flusso dell'acqua in situazioni di portata bassa (Fig. 12). Queste condizioni, accompagnate dall'assenza di ombreggiamento, hanno favorito lo sviluppo algale che in questo caso era sicuramente abbondante e probabilmente in grado di assimilare efficacemente l'azoto e il fosforo messi a disposizione durante l'esperimento di aggiunta di nutrienti.



Figura 11. Immagini relative al substrato presente nel Corr'è Pruna



Figura 12. Immagini relative alle condizioni di substrato presenti nel canale Monte Depuratore

2.5 Alterazioni idromorfologiche e di habitat

Nel corso delle campagne sperimentali si è cercato di mettere in relazione l'efficienza di ritenzione dei nutrienti e le alterazioni morfologiche presenti lungo i tratti sperimentali selezionati. I corsi d'acqua sono stati infatti scelti sulla base delle caratteristiche idrologiche e di habitat cercando di includere siti in condizioni naturali, mediamente alterati e molto alterati.

La valutazione degli habitat fluviali riveste un ruolo fondamentale nei processi di ritenzione dei nutrienti. Essa può essere considerata un approfondimento delle caratteristiche idromorfologiche utile a valutare se, a scala locale, gli effetti di eventuali alterazioni morfologiche siano effettivamente evidenti. In effetti condizioni integre di habitat sono fondamentali per molte comunità biotiche (Nakano & Nakamura, 2008) e per garantire il mantenimento di un'elevata biodiversità.

A tale scopo, sono stati estrapolati alcuni indici sintetici dal metodo CARAVAGGIO (Buffagni et al., 2005 - Metodi Analitici IRSA) che è stato applicato in tutti i siti fluviali oggetto del presente deliverable.

Mediante l'indice a punteggio HMS (*Habitat Modification Score*) è possibile quantificare il livello di alterazione morfologica della struttura naturale di un fiume dovuta alla presenza di elementi artificiali (maggiore è il punteggio assegnato più severo è il tipo di alterazione); l'indice HQA (*Habitat Quality Assessment*) permette di misurare la diversificazione e la naturalità della composizione fisica di un sito fluviale in termini di habitat, valutando ad esempio il numero dei differenti tipi di flusso, la diversificazione dei substrati, l'integrità del territorio circostante. Un HQA con valori < 24 indica un habitat molto poco diversificato, mentre valori > 64 indicano un habitat estremamente diversificato.

Anche le caratteristiche idrauliche, come più volte sottolineato, sono cruciali nelle dinamiche riguardanti i nutrienti, oltre a concorrere nello strutturare gli habitat degli organismi acquatici (Statzner & Higler, 1986). Sulla base di questi presupposti è stato proposto un descrittore in grado di definire il carattere lenco-lotico di un tratto fluviale (Buffagni et al., 2004). Tale descrittore, chiamato *Lentic-lotic River Descriptor* (LRD), si calcola principalmente sulla base delle caratteristiche idrauliche locali. I valori di LRD possono variare tra < -75, per aree fluviali a carattere estremamente lotico, e + 100, per aree estremamente lentiche.

Infine anche l'uso del suolo può influenzare la composizione degli habitat in un tratto fluviale. A tal proposito è stato estrapolato dal metodo CARAVAGGIO l'indice LUI (Land Use Index), che può variare tra 0 e 39.2. A punteggio 0 corrisponde un sito con uso del suolo completamente naturale, mentre a punteggio 39.2 corrisponde un sito con uso totalmente artificiale in cui la sommità e le sponde sono completamente occupate da aree urbane o industriali.

Le indicazioni generali e i protocolli di campo per l'acquisizione delle informazioni idromorfologiche e di habitat e la successiva descrizione delle modalità di calcolo di tali indici sono fornite nei Deliverable Pd3 (*Buffagni et al.*, 2010) e I1d3 (*Demartini et al.*, 2012).

Di seguito è presentata una tabella sintetica con i valori degli indici HMS, HQA, LRD e LUI misurati nei siti sardi e piemontesi (Tab. 4, 5).

Tabella 4. Valori degli indici HMS, HQA, LRD e LUI nei siti sardi

	HMS	HQA	LRD	LUI
BARRASTONI	2	50	0	0.50
BALDU MONTE	9	57	11.25	0.99
BALDU VALLE	17	54	-1.7	2.84
SA FAA	0	70	25.34	0.00
POSADA AFFLUENTE	0	50	8.37	0.00
LORANA MONTE	0	52	8.51	0.00
LORANA VALLE	43	46	4.5	1.45
CORR'E PRUNA	79	26	14.25	25.96
CORR'E PRUNA MONTE	51	34	10.25	10.67
PORCEDDU	28	42	21.09	2.20
CANALE M.D.	57	32	69	2.72
TIRSO	0	52	-7.84	0.08

I siti più naturali, come Barrastoni, Sa Faa, Posada Affluente e Lorana sito "monte", hanno tutti un valore di HMS, e quindi di alterazione morfologica, molto basso (prossimo allo zero). Il gradiente dell'indice HMS sembra ben coperto arrivando anche a valori molto alti (circa 80).

Andando ad osservare l'indice HQA, i siti in cui l'alterazione è più marcata presentano un valore più basso, cioè hanno una bassa diversificazione a livello di habitat, come ci si aspetterebbe.

Molto differenziati in termini di HMS sono i due siti posizionati sul Lorana: uno privo di alterazioni e l'altro con HMS superiore a 40. Anche i due Corr'e Pruna si differenziano l'un l'altro sia per HMS che per HQA, seppur in misura minore rispetto al Lorana, mentre i due siti sul Baldu sono più simili tra loro.

Per quanto riguarda l'LRD, generalmente i siti considerati appartengono ad una classe di lenticità intermedia (valori tra -10 e 10) e lenticità (valori tra 10 e 30). Solo due siti, il Baldu valle e il Tirso presentano valori negativi, stando ad indicare un carattere più lotico rispetto agli altri siti. Nessun sito presenta comunque un carattere estremamente lenticità (il valore più elevato, 69, si registra nel Canale Monte Depuratore).

È interessante notare che il Baldu sito "valle" è caratterizzato da LRD leggermente negativo, mentre il Baldu sito "monte" da LRD positivo, evidenziando così l'effetto opposto di una struttura quale un culvert a monte e a valle rispetto alla struttura stessa.

Tabella 5. Valori degli indici HMS, HQA, LRD e LUI nei siti piemontesi

	HMS	HQA	LRD	LUI
OLOBBIA Feb 2011	26	48	2.05	2.66
OLOBBIA Giu 2011	26	50	-1.93	2.65
GUARABIONE Feb 2011	44	26	26.79	5.85
SAN SUDARIO Feb 2011	30	44	-19.2	5.09
SAN SUDARIO Giu 2011	30	44	-19.08	5.00
SIZZONE Feb 2011	4	51	-1.48	0.00
SIZZONE Lug 2011	4	66	4.91	0.00
STREGO Mar 2011	0	46	18.61	0.10
STREGO Mag 2012	2	70	-6.50	0.00
CURONE MONTE Nov 2011	2	55	10.25	0.00
CURONE VIVAIO Ott 2011	22	36	37.25	6.17

Nei siti piemontesi è presente un buon gradiente per quanto riguarda l'alterazione morfologica. È possibile notare che anche nei siti di riferimento (Sizzone, Curone sito "monte") possono essere presenti lievi alterazioni, comunque con un livello dell'indice che è sempre al di sotto di 6, che è il valore che discrimina lo stato elevato dallo stato buono (Buffagni et al., 2010). Per l' HMS si riporta un solo valore nei siti campionati in diversi periodi poiché le caratteristiche esaminate per il calcolo dell'indice non sono soggette a variazioni stagionali.

Per quanto riguarda le caratteristiche di habitat, l'indice HQA raggiunge buoni punteggi. La variabilità dell' HQA tra le due stagioni è poca, mentre è maggiore se si considerano i diversi siti. Il sito con una differenza stagionale più marcata è il Sizzone, dove nella seconda stagione l'indice assume un punteggio più elevato rispetto alla prima.

In linea generale, com'era possibile aspettarsi, ad alti livelli di alterazione morfologica corrisponde una minore diversificazione di habitat.

Andando ad osservare l'indice LRD, i siti piemontesi presentano valori tra loro diversificati, mostrando un buon gradiente lentico-lotico e coprendo tutte le classi, ad eccezione di quelle più estreme. Anche in questo caso le alterazioni morfologiche non sembrano determinanti per il carattere lentico-lotico del sito. Anche le variazioni stagionali non sembrano rilevanti nella determinazione di questo indice.

Le metriche di ritenzione sono state messe in relazione con gli indici HMS, HQA e LRD.

Relativamente al Piemonte, è stata trovata una relazione statisticamente significativa tra l'"uptake lenght" di N-NH₄ e l' HQA (Fig. 13).

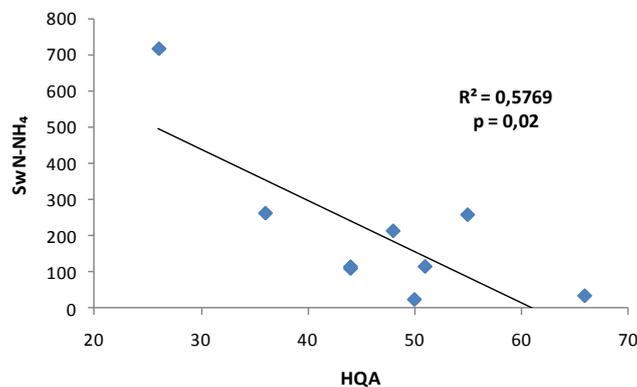


Figura 13. Regressione lineare tra indice HQA e "uptake lenght" di N-NH₄ dei siti piemontesi

Come si evince dal grafico, al crescere del valore di HQA, che corrisponde ad una diversificazione maggiore di habitat, il valore della lunghezza di assorbimento dell'azoto ammoniacale decresce, indicando una maggiore efficienza di ritenzione.

Una maggiore variabilità degli habitat comporta generalmente un arricchimento sia qualitativo che quantitativo delle comunità biologiche, a cui dovrebbe corrispondere una più ampia varietà di processi ("uptake" microbico, nitrificazione, assimilazione da parte delle alghe) che possono portare ad una più alta efficienza di ritenzione dei nutrienti. Nel caso dell'ortofosfato, per il quale non si è osservata una relazione significativa, la ricchezza degli habitat non era tra i fattori chiave responsabili dei processi di ritenzione.

L'efficienza di ritenzione, sia dell'azoto ammoniacale che dell'ortofosfato dei fiumi piemontesi, è risultata altresì significativamente correlata con l'indice LRD (Fig. 14).

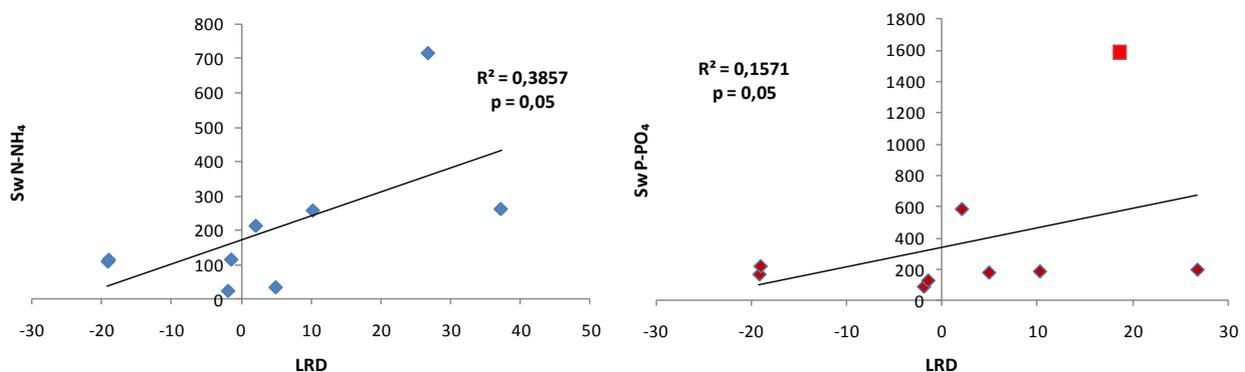


Figura 14. Regressione lineare tra indice LRD e "uptake lenght" di N-NH₄ e P-PO₄ dei siti piemontesi

Dai grafici di figura 14 si osserva che all'aumentare del carattere lenticò del tratto fluviale considerato (LRD crescente), l'efficienza di ritenzione di entrambi i nutrienti decresce ("uptake lenght" crescente).

Un'efficienza di ritenzione maggiore nei tratti più lotici, caratterizzati da un flusso più turbolento e da una larghezza e una profondità relativamente bassa, può essere spiegata dal fatto che una più alta velocità di corrente possa aumentare il trasporto del nutriente attraverso i sedimenti e che la fotosintesi delle alghe eventualmente presenti possa essere stimolata da una più elevata penetrazione di luce nelle zone più superficiali piuttosto che in zone con flusso più lento e più profonde. In questo modo l'aumento dell'attività da parte degli organismi fotosintetici può aumentare l'"uptake" dei nutrienti attraverso il mantenimento di un biofilm sottile e attivo metabolicamente (O'Brien & Dodds, 2008). In ogni caso l'effetto di questa relazione sembra essere più accentuata nei confronti dell' N-NH₄ piuttosto che del P-PO₄.

Al contrario dei siti piemontesi, in Sardegna, la relazione trovata tra l'indice LRD e la lunghezza di assorbimento dell'ammonio è negativa (Fig. 15). L'"uptake lenght" dell'ammonio è stata normalizzata come log Sw N-NH₄.

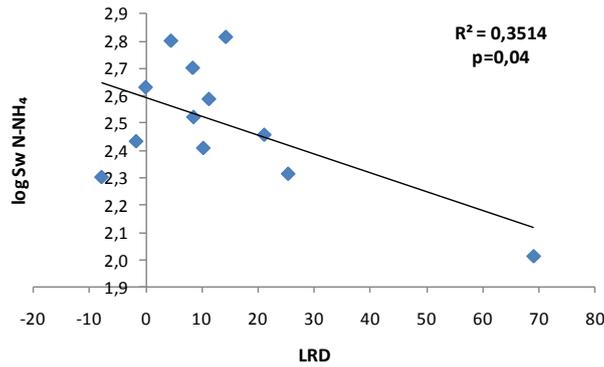


Figura 15. Regressione lineare tra indice LRD e “uptake lenght” di N-NH₄ (log Sw N-NH₄) dei siti sardi

Tra i siti sardi si nota infatti che all’aumentare del carattere lenticò dei tratti fluviali selezionati, l’efficienza di ritenzione dell’ammonio aumenta (minor valore di Sw). In realtà questa relazione è sostenuta dal punto relativo al Canale Monte Depuratore, dove è stata misurata la più bassa “uptake lenght” e che presenta caratteristiche peculiari come spiegato altrove. Se si toglie questo punto la relazione non è significativa, come peraltro per l’ortofosfato.

L’altra relazione statisticamente significativa trovata è quella tra l’indice HQA e la metrica di “uptake rate” (U, tasso di assorbimento dei nutrienti) relativa all’azoto ammoniacale (Fig. 16).

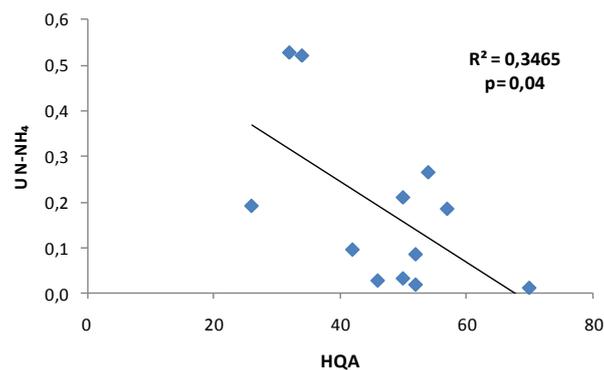


Figura 16. Regressione lineare tra indice HQA e “uptake rate” di N-NH₄ dei siti sardi

Si evince che il valore del tasso di assorbimento di N-NH₄ inaspettatamente diminuisce all’aumentare della diversificazione dell’habitat (HQA crescente).

Nei siti in cui è stato misurato l’“uptake rate” di N-NH₄ più elevato, ovvero Corr’e Pruna sito “monte” e Canale Monte Depuratore (0.52 e 0.53 mg/m² min), la mancanza di fasce riparie e il conseguente ridotto ombreggiamento può aver favorito lo sviluppo di alghe, perifiton o macrofite, principali responsabili dell’“uptake” biologico dei nutrienti, specialmente in un periodo dell’anno in cui luce e temperatura sono ottimali per la loro crescita. In questo senso, la minore diversificazione dell’habitat favorisce la rimozione di nutriente dalla colonna d’acqua.

Questa condizione di differente efficienza di ritenzione dell’ammonio nei confronti della diversificazione di habitat riscontrata tra i siti delle due regioni suggerisce che una più elevata diversità di habitat gioca un ruolo fondamentale, come ci si aspetta, in siti più naturali, come quelli piemontesi. Contrariamente, in siti con un maggiore impatto antropico, come alcuni tra quelli sardi, predomina l’effetto contrario.

Sia nei siti piemontesi che in quelli sardi non è emersa nessuna correlazione significativa tra le metriche di ritenzione e l’HMS. A tal proposito occorre considerare che tale indice considera un’ampia gamma di alterazioni morfologiche che comprendono anche opere o manufatti

all'esterno del canale e che quindi possono non influire sui processi che avvengono in acqua. Ciononostante si può comunque provare ad interpretare i dati ottenuti andando ad analizzare le diverse condizioni locali in alcuni siti.

Teoricamente ci si aspetta che i siti maggiormente alterati dal punto di vista morfologico abbiano una minore efficienza di ritenzione, in quanto i processi biologici responsabili della maggior parte dei fenomeni riguardanti i nutrienti possono essere sfavoriti. In alcuni casi, però, questa relazione non è sempre rispettata.

Tra i siti sardi, quelli che presentavano le alterazioni morfologiche più evidenti erano senza dubbio il Lorana sito "valle" (culvert, guado cementificato), il Corr'e Pruna e il Canale Monte Depuratore (canalizzazione e cementificazione dell'alveo).

Nel Corr'e Pruna, sebbene i valori di "*uptake lenght*" siano molto più elevati rispetto ad altri siti, le concentrazioni dei nutrienti aggiunti diminuiscono (anche se di poco) lungo il tratto sperimentale, indicando una possibile ritenzione. Per quanto riguarda il Canale Monte Depuratore, è stato misurato il valore di lunghezza di assorbimento dell'ammonio più basso tra i siti sardi (100 m circa), indicando un'alta efficienza di ritenzione, nonostante l'alveo del tratto sperimentale fosse canalizzato e in parte cementificato. Cruciale in entrambi i casi potrebbe essere lo sviluppo di perifiton e alghe filamentose, favorito dall'assenza di vegetazione riparia come già descritto nel paragrafo precedente. È presumibile che le alghe abbiano un grande impatto sulla ritenzione dell'ammonio e specialmente sul suo rilascio attraverso un'aggiunta a tasso costante (O'Brien & Dodds, 2008). Anche la presenza di "*dead waters*", ovvero acque relativamente ferme, nel canale Monte Depuratore, può aver influito sulla ritenzione del nutriente in questione.

Nel corso della campagna sperimentale in Sardegna, inoltre, la valutazione della ritenzione dei nutrienti ha riguardato tratti diversi di uno stesso fiume posti a monte e a valle di una specifica alterazione morfologica (guadi, tratti cementificati, arginature, culvert). Oltre ai già citati Lorana e Corr'e Pruna, anche il rio Baldu presentava questa condizione (presenza di culvert). Nel caso del Lorana e del Corr'e Pruna, i siti posti a monte e a valle dell'alterazione presentano una lunghezza di assorbimento molto diversa per entrambi i nutrienti. In particolare, nei siti più alterati, ovvero quelli posti a valle dell'alterazione, l'efficienza di ritenzione diminuisce drasticamente (maggiore lunghezza di assorbimento).

Si osserva ad esempio una differenza di addirittura un ordine di grandezza tra le "*uptake lenght*" di P-PO₄ nel Lorana Valle (7500 m) rispetto al sito posto più a monte (353 m), mentre la differenza tra le "*uptake lenght*" dell'azoto ammoniacale è meno marcata (334 m nel sito posto a monte dell'alterazione contro 636 m nel sito posto a valle dell'alterazione).

Una situazione analoga si presenta anche nel rio Corr'e Pruna nei confronti dell'azoto ammoniacale: la lunghezza di assorbimento relativa aumenta procedendo da monte verso valle (257 m nel sito a monte e 656 m nel sito a valle).

Infine nei due tratti del rio Baldu la differenza tra le "*uptake lenght*" dell'azoto ammoniacale non sembra essere significativa: questo indica che la presenza di un solo culvert può non incidere sulla ritenzione di tale specie chimica. Ciò non vale per l'ortofosfato, in quanto nel caso del Baldu Valle sembra non esserci ritenzione per questo nutriente.

La capacità di ritenere i nutrienti in modo più o meno efficace è quindi anche in funzione del grado di antropizzazione del corso d'acqua. L'impatto dell'attività antropica su un ecosistema naturale può avere molteplici effetti: può avere un'azione diretta e tossica sull'attività metabolica degli organismi presenti a livello del tratto fluviale considerato, riducendo direttamente la capacità di utilizzo dei nutrienti, può creare un'alterazione dell'idrologia dell'ecosistema originario portando ad una riduzione dell'efficienza di ritenzione dei nutrienti (es. riduzione delle "*transient storage zones*"), può creare, nel caso di fiumi destinati all'uso agricolo, un inquinamento dovuto ad un surplus di nutrienti (a causa di un utilizzo massiccio di concimi e fertilizzanti) che va a saturare la

capacità di “uptake” del tratto fluviale interessato e può apportare alterazioni fisiche (es. canalizzazione, riduzione dell’ampiezza dell’alveo bagnato) con la conseguente diminuzione dell’eterogeneità e della complessità dell’habitat.

Infine, è interessante evidenziare che alcuni siti, nonostante siano caratterizzati da un’elevata naturalità sia in termini di uso del suolo nel bacino, dove sono quasi del tutto assenti le pressioni antropiche, sia in termini di caratteristiche idromorfologiche, abbiano una scarsa efficienza di ritenzione se confrontati con siti ben più alterati. Questo tipo di dato sembra non rispettare le relazioni sopra descritte.

È il caso, in particolare, del torrente Curone sito Vivaio e del torrente Strego, dove non è stata osservata nessuna ritenzione nei confronti dell’ortofosfato.

Nel Curone Vivaio le concentrazioni misurate al plateau erano piuttosto disomogenee e indicavano semmai un aumento di P-PO₄ da monte a valle. Questa mancata ritenzione di ortofosfato può essere attribuita alla presenza di uno scolmatore attivo che saltuariamente scarica nel Curone Vivaio e che determina nel tratto a valle una concentrazione di base di fosforo maggiore rispetto al Curone monte (circa 35 µg L⁻¹ come fosforo totale). Anche i dati ottenuti da indagini sul comparto iporreico hanno confermato questa alta concentrazione di P-PO₄, suggerendo la presenza di un sedimento ricco di questa specie chimica (Lotti *et al.*, 2009). In questi casi, quindi, l’elevata concentrazione di fosforo rappresenta di per sé una situazione cronica di questo tratto fluviale.

Anche nel torrente Strego è stata misurata una concentrazione di base di ortofosfato che è risultata essere la più elevata tra i siti piemontesi (80 µg L⁻¹).

Ciò suggerisce che tale nutriente, che raggiunge verosimilmente una concentrazione definita “saturante”, non rappresenta più un fattore limitante, determinando così la perdita della sua capacità di assorbimento, sia da parte dei sedimenti, già saturi, sia da parte della comunità biologica.

Bibliografia

Aumen N.B., Hawkins C.P., Gregory S.W., 1990. Influence of woody debris on nutrient retention in catastrophically disturbed stream. *Hydrobiologia*, 190, 183-192.

Briggs M.A., Gooseff M.N., Arp C.D., Baker M.A., 2009. A method for estimating surface transient storage parameters for streams with concurrent hyporheic storage. *Water Resources Research*, 45, W00D27.

Buffagni A., 2004. Classificazione ecologica e carattere lenticolo-tico in fiumi mediterranei. *Quaderno dell’Istituto di Ricerca Sulle Acque*, 122, 155 pp.

Buffagni A., Erba S., Ciampittiello M., 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali del contesto della Direttiva Europea sulle acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. *Notiziario dei metodi analitici IRSA*, 12, 32-46.

Buffagni A., Erba S., Demartini D., 2010. Indicazioni generali e protocolli di campo per l’acquisizione di informazioni idromorfologiche e di habitat. *Deliverable Pd3*. Parte A: Fiumi, 99 pp. - www.life-inhabit.it

Butturini A. & Sabater F., 1998. Ammonium and phosphate retention in a Mediterranean stream: hydrological versus temperature control. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55, 1938-1945.

Butturini A. & Sabater F., 1999. Importance of transient storage zones for ammonium and phosphate retention in a sandy-bottom Mediterranean stream. *Freshwater Biology*, 41, 593-603.

D'Angelo D.J. & Webster J.R., 1991. Phosphorous retention in streams draining pine and hardwood watersheds in the southern Appalachian Mountains. *Freshwater Biology*, 26, 335-345.

D'Angelo D.J., Webster J.R., Gregory S.V., Meyer J.L., 1993. Transient storage in Appalachian and Cascade mountain streams as related to hydraulic characteristics. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2, 223-235.

Davis J.C. & Minshall G.W., 1999. Nitrogen and phosphorus uptake in two Idaho (USA) headwater wilderness streams. *Oecologia*, 119, 247-255.

Demartini D., Erba S., Cazzola M., Fiorenza A., Botta P., Tenchini R., Casula R., Pintus M., Buffagni A., 2012. Banca dati relativa alle informazioni idromorfologiche e di habitat. Deliverable I1d3, 46 pp. www.life-inhabit.it

Ensign S.H. & Doyle M.W., 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of geophysical research*, 111, 1-13.

Gooseff M.N., Wondzell S.M., Haggerty R., Anderson J., 2003. Comparing transient storage modeling and residence time distribution (RTD) analysis in geomorphically varied reaches in the Lookout Creek basin, Oregon, USA. *Advances in Water Resources*, 26, 925-937.

Haggard B.E., Storm D.E., Stanely E. H., 2001. Effect of a point source input on stream nutrient retention. *J. Am. Wat. Resour. Assoc.*, 37, 1291-1299.

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. *American Society of Agricultural Engineers*, 44, 597-605.

Hall R.O, Bernhardt E.S., Likens G.E., 2002. Relating nutrient uptake with transient storage in forested mountain streams. *Limnol. Oceanogr.*, 47, 255-265.

Hart D.R., Mulholland P.J., Marzolf E.R., DeAngelis D.L., Hendricks S.P., 1999. Relationships between hydraulic parameters in a small stream under varying flow and seasonal conditions. *Hydrol. Process.*, 13, 1497-1510.

Kamp U., Binder W., Holz K., 2007. River habitat monitoring and assessment in Germany. *Environ. Mont. Assess.*, 127, 209-226.

Lautz L.K. & Siegel D.I., 2007. The effect of transient storage on nitrate uptake lengths in streams: an inter-site comparison. *Hydrol. Process.*, 21, 3533-3548.

Martì E. & Sabater F., 1996. High variability in temporal and spatial nutrient retention in Mediterranean streams. *Ecology*, 77, 854-869.

- Martì E., Aumatell J., Godè L., Poch M., Sabater F., 2004. Nutrient Retention Efficiency in Streams Receiving Inputs from Wastewater Treatment Plants. *J. Environ. Qual.*, 33, 285-293.
- Martì E., Sabater F., Riera J.L., Merseburger G.C., Von Schiller D., Argerich A., Caille F., Fonollà P., 2006. Fluvial nutrient dynamics in a humanized landscape. Insights from a hierarchical perspective. *Limnetica*, 25(1-2) 513-526.
- Morrice J.A., Valett H.M., Dahm C.N., Campana M.E., 1997. Alluvial characteristics, groundwater-surface water exchange and hydrological retention in headwater streams. *Hydrol. Process.*, 11, 253-267.
- Mulholland P.J., Steinman A. D., Elwood J. W., 1990. Measurement of phosphorus uptake length in streams: comparison of radiotracer and stable PO₄ 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., Martì E., McDowell W.H., Merriam J.L., 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 interbiome comparison study. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 21(4), 544-560.
- Munn N. L. & Meyer J. L., 1990. Habitat-specific solute retention in two small streams: an intersite comparison. *Ecology*, 71, 2069-2082.
- Nakano D. & Nakamura F., 2008. The significance of meandering channel morphology on the diversity and abundance of macroinvertebrates in lowland river in Japan. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 18, 780-798.
- O'Brien J.M. & Dodds W.K., 2008. Ammonium uptake and mineralization in prairie streams: chambre incubation and short-term nutrient addition experiments. *Freshwater Biology*, 53, 102-112.
- Peterson B.J., Wollheim W.M., Mulholland P.J., Webster J.R., Meyer J.L., Tank J.L., Martì E., Bowden W.B., Valett H.M., Hershey A.E., McDowell W.H., Dodds W.K., Hamilton S.K., Gregory S., Morrall D.D., 2001. Control of nitrogen export from watersheds by headwater lotic ecosystems. *Science*, 292, 86-90.
- Ruggiero A., Solimini A.G., Anello M., Romano A., De Cicco M., Carchini G., 2006. Nitrogen and phosphorus retention in a human altered stream. *Chemistry and Ecology*, 22, 1-13.
- Runkel R.L., 1998. One dimensional transport with inflow and storage (OTIS): a solute transport model for streams and rivers. *US Geological Survey Water-Resources Investigation*, Report, 98-4018. US Geological Survey, Denver, Colorado.
- Scordo E.B. & Dan Moore R., 2009. Transient storage processes in a steep headwater stream. *Hydrol. Process.*, 23, 2671-2685.

Sobota D.J., Johnson S.L., Gregory S.V., Ashkenas L.R., 2012. A Stable Isotope Tracer Study of the Influences of Adjacent Land Use and Riparian Condition on Fates of Nitrate in Streams. *Ecosystems*, 15, 1-17.

Statzner B. & Higler B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16, 127-139.

Stofleth J.M., Shields D.J., Fox G.A., 2008. Hyporeic and total transient storage in small, sand-bed stream. *Hydrol. Process.*, 22, 1885-1894.

Stream Solute Workshop, 1990. Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 9(2), 95-119.

Thomas S.A., Valett H.M., Webster J.R., Mulholland P.J., 2003. A regression approach to estimate reactive solute uptake in advective and transient storage zones of stream ecosystems. *Advances in Water Resources*, 26, 965-976.

Valett H.M., Morrice J.A., Dahm C.N., Campana M.E., 1996. Parent lithology, groundwater-surface water exchange and nitrate retention in headwater streams. *Limnol. Oceanogr.*, 41, 333-345.

Wagner B.J. & Harvey J.W., 1997. Experimental design for estimating parameters of rate-limited mass transfer: analysis of stream tracer studies. *Water Resources Research*, 33, 1731-1741.