

METODOLOGIA DI REALIZZAZIONE DI UN CONNETTORE FRA ASM2D E RWQM1 PER UN MODELLO DI SIMULAZIONE INTEGRATO: RETE FOGNARIA – IMPIANTO DI DEPURAZIONE – CORPO IDRICO RICETTORE

L. Benedetti*, A. Casadio**, M. Maglionico***, P.A. Vanrolleghem****

Sommario – Nell'ambito della modellistica dei sistemi di drenaggio urbano si è imposto dalla seconda metà degli anni '90 un approccio di tipo integrato in cui, rete fognaria, impianto di trattamento e ricettore sono trattati come un unico sistema. Per realizzare l'integrazione dei modelli è necessario costruire dei connettori in grado di trasferire le variabili di stato da un modello all'altro. Nel presente lavoro si descrive una metodologia applicata ai modelli sviluppati nell'ambito della IWA, l'ASM2d per il sistema a fanghi attivi e RWQM1 per il ricettore, opportunamente semplificati. L'esempio descritto è stato inoltre applicato a un caso di studio in Lussemburgo.

A METHODOLOGY TO BUILD A CONNECTOR BETWEEN ASM2D AND RWQM1 IN AN INTEGRATED URBAN WASTEWATER MODEL: SEWER SYSTEM, WWTP AND RECEIVING RIVER

Summary – Since the second half of the 90's a new approach in managing the urban waste water cycle gained interest: to improve river water quality the sewer system, the waste water treatment plant and the receiving river has to be seen as a whole system. In order to connect different submodels an interface for transferring state variables from one model to another one must be built. This paper presents a methodology to connect two IWA models: ASM2d for the WWTP and RWQM1 for the river stretch, both in a simplified version. This method is applied to a case study in Luxemburg.

Parole chiave: sistema di drenaggio urbano, modellistica integrata, ASM2d, RWQM1.

Keywords: urban wastewater system, integrated modelling, ASM2d, RWQM1.

1. INTRODUZIONE

A partire dai primi anni '80 c'è stato un incremento straordinario nell'utilizzo di modelli matematici per studiare i vari aspetti dei sistemi di drenaggio urbano, con un conseguente aumento del numero di modelli specifici per i diversi comparti del sistema (fognatura, depurazione e corpo idrico ricet-

tore). Fino a metà degli anni '90 la maggior parte degli studi sulla modellistica erano incentrati su un solo aspetto del ciclo idrologico urbano, fosse questo il sistema a fanghi attivi o il corpo ricettore: di fatto i confini del problema erano molto ristretti e prossimi ad un unico sistema coerente.

Un cambio radicale si è avuto verso la fine degli anni '90 quando è cambiato il punto di vista con cui affrontare il problema: l'attenzione si è spostata dallo scarico al ricettore.

Segno di questa tendenza è l'implementazione di tale approccio nella normativa comunitaria. La legge CE/2000/60 (Water Framework Directive) impone l'attenzione al corpo idrico ricettore, indicando la necessità di standard qualitativi da raggiungere sia per le acque superficiali, sia per quelle di falda.

In un'ottica del genere, la qualità del corpo idrico diviene un indicatore della performance di tutto il sistema; l'impianto di trattamento ed il sistema fognario non possono più essere considerati a sé stanti (Lijklema *et al.*, 1993).

Di fatto si allargano notevolmente i confini del problema: nasce così l'esigenza di integrare i vari modelli sviluppati fino a quel momento in un unico modello in grado di affrontare il problema in maniera integrata.

L'approccio modellistico integrato offre indubbi vantaggi: permette una migliore comprensione del fenomeno visto nella sua interezza, potendone valutare le performance globali, e di poter valutare le mutue interazioni fra i suoi componenti. Inoltre tale approccio rappresenta un passo fondamentale per l'implementazione di strategie di controllo in tempo reale (Meirlaen *et al.* 2001; Vanrolleghem *et al.* 2005a) e per poter valutare scenari di impatti futuri.

Il principale problema che si incontra nello sviluppo di modelli integrati riguarda l'incompatibilità fra le variabili di stato, i processi e i parametri utilizzati nei differenti sotto-modelli.

Quindi, dal momento in cui si intenda utilizzare due o più modelli con diverse variabili, diventa necessaria la costruzione di una interfaccia allo scopo di trasferire le variabili del primo modello nel secondo.

In questo articolo viene presentata una metodologia di costruzione dell'interfaccia fra i modelli ASM2d (Activated Sludge Model n. 2 modificato, Henze *et al.* 2000) e RWQM1 (River Water Quality Model n. 1, Reichert *et al.* 2001) basata su considerazioni sulla continuità degli elementi costituenti le variabili dei vari modelli.

2. METODOLOGIA

Quando ci si trova di fronte al problema di connettere due modelli ci si trova necessariamente ad un bivio: una strada è quella di costruire un super modello che contiene le variabili di

* Ing. Lorenzo Benedetti; BIOMATH, Ghent University, Coupure Links 653 – 9000 Ghent, Belgium – E-mail: lbene@biomath.ugent.be.

** Ing. Andrea Casadio; DISTART, Università di Bologna – V.le Risorgimento, 2 – 40136, Bologna – E-mail: andrea.casadio@mail.ing.unibo.it.

*** Ing. Marco Maglionico; DISTART, Università di Bologna – V.le Risorgimento, 2 – 40136, Bologna – E-mail: marco.maglionico@unibo.it.

**** Prof. Peter A. Vanrolleghem; ModelEAU, Dept. Génie Civil, Pavillon Pouliot, Université Laval, Québec G1K 7P4, Canada.

tutti i sottomodelli da connettere (Jones e Takacs, 2004); soluzione non sempre desiderabile in quanto aumenta la complessità del modello e ne diminuisce l'elasticità. Un'altra strada è invece quella di costruire un'interfaccia in grado di trasferire le variabili da uno all'altro, ma senza modificare i due sistemi. Questa soluzione appare vantaggiosa poiché le eventuali differenze fra le variabili di stato o fra i processi vengono affrontate nell'interfaccia e non all'interno dei modelli originari, che rimangono invece inalterati (Volcke *et al.* 2006).

Fra i diversi approcci utilizzati nella costruzione dell'interfaccia viene qui presentata la metodologia proposta da Vanrolleghem *et al.* (2005b), nota come CBIM (*Continuity-Based Interfacing Method*).

Tale approccio porta allo sviluppo di un set di equazioni algebriche di trasformazione che si basano sulla descrizione dei modelli per mezzo della loro rappresentazione con la matrice di Petersen (Vanrolleghem *et al.*, 2005b).

La metodologia descritta consiste nei seguenti passi:

1. formulazione delle frazioni degli elementi e della densità di carica elettrica;
 2. creazione delle matrici di composizione;
 3. definizione della matrice di trasformazione;
 4. implementazione delle equazioni di trasformazione.
- Di seguito vengono descritte nel dettaglio le fasi sopra elencate.

2.1 Formulazione delle frazioni degli elementi e della densità di carica elettrica

L'assunzione fondamentale alla base della costruzione dell'interfaccia è quella di supporre che ogni componente dei due modelli sia costituito da un numero limitato di elementi, tipicamente Carbonio, Azoto, Ossigeno, Fosforo, Idrogeno ed eventualmente Zolfo. Così che la somma delle frazioni di massa degli elementi, $\alpha^C, \alpha^H, \alpha^O, \alpha^P, \alpha^N$, espresse in grammi di elemento per grammi di componente, sia l'unità.

Vengono calcolati anche la densità di carica elettrica, α^{Ch} , in equivalenti per grammo di componente, e l'equivalente in COD, α^{COD} . Questo ultimo, definito come i grammi di ossigeno consumati nell'ossidazione dell'unità di massa del componente, è legato alle frazioni massiche degli elementi e alla densità di carica elettrica attraverso la seguente relazione (Reichert *et al.* 2001):

$$\alpha^{COD} = 32 \cdot \frac{\alpha^C}{12} + 8\alpha^H - 16 \frac{\alpha^O}{16} - 24 \frac{\alpha^N}{14} + 40 \frac{\alpha^P}{31} - 8\alpha^{Ch}$$

Per i componenti, per i quali la stechiometria è nota, il calcolo delle frazioni di massa degli elementi, del COD e della densità di carica elettrica è immediato.

Per le altre variabili è necessario fare delle assunzioni sulla composizione, e ricorrere ai dati di letteratura.

2.2 Creazione delle matrici di composizione

Il secondo passo consiste nella costruzione delle matrici di composizione dei due modelli. Nota la composizione delle singole variabili, in termini di elementi fondamentali, di densità di carica elettrica e l'equivalente COD, la compilazione delle matrici di composizione è immediata.

Un elemento della matrice, i_k^E , è la frazione di elemento (o di densità di carica elettrica o di COD) di un componente per l'unità di massa stechiometrica del componente.

La relazione che intercorre fra i_k^E e α_k^E è: $i_k^E = \alpha_k^E \cdot M_k$, dove α_k^E rappresenta i grammi dell'elemento, per grammi di componente *k-simo*, i_k^E i grammi dell'elemento, per unità di massa stechiometrica, e M_k è la massa in grammi del componente, per unità di massa stechiometrica.

2.3 Definizione della matrice di trasformazione

Il connettore è una lista di equazioni algebriche che esprimono le concentrazioni in ingresso al modello di destinazione in funzione delle concentrazioni in uscita del modello sorgente: occorre pertanto in primo luogo definire queste equazioni. Tale aspetto è la fase centrale del processo di costruzione del connettore e dipende dall'utente, dalla sua conoscenza e comprensione dei processi. Per assicurare che tutti i componenti del modello di origine siano trasformati in componenti del modello di destinazione, il numero di equazioni da definire è in genere uguale al numero di componenti del primo.

Ogni trasformazione *j* è caratterizzata dalla stechiometria $v_{j,k}$ e dal tasso di trasformazione ρ_j che, insieme con $v_{j,k}$ dà la massa di componente *k-simo* trasformato per unità di tempo.

		Modello di origine				Modello di destinazione				
J	K →	1	2	...	P	P+1	P+2	...	P+Q	Tasso
↓	1	$v_{1,1}$	$v_{1,2}$...	$v_{1,P}$	$v_{1,P+1}$	$v_{1,P+2}$...	$v_{1,P+Q}$	ρ_1
	2	$v_{2,1}$	$v_{2,2}$...	$v_{2,P}$	$v_{2,P+1}$	$v_{2,P+2}$...	$v_{2,P+Q}$	ρ_2

	N	$v_{N,1}$	$v_{N,2}$...	$v_{N,P}$	$v_{N,P+1}$	$v_{N,P+2}$...	$v_{N,P+Q}$	ρ_N
		Matrice di composizione origine				Matrice di composizione destinazione				
	COD	$i_{COD,1}$	$i_{COD,2}$...	$i_{COD,P}$	$i_{COD,P+1}$	$i_{COD,P+2}$...	$i_{COD,P+Q}$	COD
	C	$i_{C,1}$	$i_{C,2}$...	$i_{C,P}$	$i_{C,P+1}$	$i_{C,P+2}$...	$i_{C,P+Q}$	C
	N	$i_{N,1}$	$i_{N,2}$...	$i_{N,P}$	$i_{N,P+1}$	$i_{N,P+2}$...	$i_{N,P+Q}$	N
	e	$i_{e,1}$	$i_{e,2}$...	$i_{e,P}$	$i_{e,P+1}$	$i_{e,P+2}$...	$i_{e,P+Q}$	e

Fig. 1 – Descrizione matriciale dell'interfaccia fra due modelli

Dopo aver definito tutte le trasformazioni che chiudono i bilanci fra le variabili, per ciascuna trasformazione deve essere garantito anche il bilancio fra gli elementi, la densità di carica elettrica e il contenuto in COD. Per chiudere tutti i bilanci devono essere definiti i termini di compensazione in grado di bilanciare la carenza o il surplus di elementi (Benedetti *et al.* 2004a).

In riferimento alla Figura 1 occorre assicurare per ogni trasformazione j -sima la continuità degli elementi attraverso la:

$$\sum_{k=1}^{P+Q} v_{j,k} \cdot i_{k,comp} = 0$$

dove $comp = N, C, COD, e$.

È possibile calcolare i coefficienti stechiometrici dei termini incogniti risolvendo l'equazione matriciale:

$$\begin{bmatrix} i_{HPO_4}^P & i_{H^+}^P & i_{H_2O}^P & i_{NH_4^+}^P & i_{HCO_3^-}^P \\ i_{HPO_4}^{Ch} & i_{H^+}^{Ch} & i_{H_2O}^{Ch} & i_{NH_4^+}^{Ch} & i_{HCO_3^-}^{Ch} \\ i_{HPO_4}^O & i_{H^+}^O & i_{H_2O}^O & i_{NH_4^+}^O & i_{HCO_3^-}^O \\ i_{HPO_4}^N & i_{H^+}^N & i_{H_2O}^N & i_{NH_4^+}^N & i_{HCO_3^-}^N \\ i_{HPO_4}^C & i_{H^+}^C & i_{H_2O}^C & i_{NH_4^+}^C & i_{HCO_3^-}^C \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} v_{j,HPO_4} \\ v_{j,H^+} \\ v_{j,H_2O} \\ v_{j,NH_4^+} \\ v_{j,HCO_3^-} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} -\sum_m i_m^P \cdot v_{j,m} \\ -\sum_m i_m^{Ch} \cdot v_{j,m} \\ -\sum_m i_m^O \cdot v_{j,m} \\ -\sum_m i_m^N \cdot v_{j,m} \\ -\sum_m i_m^C \cdot v_{j,m} \end{bmatrix}$$

in cui al primo membro vi è il prodotto fra la matrice di composizione degli elementi scelti come elementi di compensazione e il vettore dei coefficienti stechiometrici degli elementi di compensazione stessi, che sono incogniti.

2.4 Implementazione delle equazioni delle trasformazioni

Il set di incognite dell'interfaccia è costituito dai coefficienti stechiometrici $v_{j,k}$ e dai ratei delle trasformazioni, ρ_j . Insieme

permettono il calcolo del flusso in uscita al modello di destinazione.

Per ricavare i valori dei vettori incogniti è necessario risolvere il sistema di due equazioni matriciali che tengono conto dei flussi in ingresso e in uscita dall'interfaccia.

$$\begin{cases} \Phi_k^{in} = -\sum_{j=1}^N v_{jk} \cdot \rho_j & k = 1, \dots, P \\ \Phi_k^{out} = \sum_{j=1}^N v_{jk} \cdot \rho_j & k = P+1, \dots, P+Q \end{cases}$$

Dove con Φ_k^{in} si è indicato il flusso di un componente in ingresso, noto, mentre con Φ_k^{out} quello in uscita dall'interfaccia, incognito.

È opportuno controllare, nella costruzione dell'interfaccia, che i tassi di trasformazione siano positivi, affinché le trasformazioni avvengano nella giusta direzione.

3. CONNETTORE FRA ASM2D E RWQM1

In questo lavoro sono stati accoppiati i modelli ASM2d per il sistema biologico a fanghi attivi e il RWQM1 per la qualità delle acque.

Il modello ASM2d (Henze *et al.* 2000), estensione del modello ASM1, descrive i processi di crescita e di decadimento delle biomasse eterotrofa ed autotrofa a spese del substrato organico e con consumo di ossigeno, e i processi legati agli organismi in grado di fissare il fosforo (Phosphorous Accumulating Organisms, PAO), i quali possono anche denitrificare in ambiente anossico.

Il modello RWQM1 (Reichert *et al.* 2001) è stato sviluppato per essere compatibile con i modelli a fanghi attivi ASM: è basato sul COD, segue un approccio matriciale grazie alla matrice di Petersen (Vanrolleghem *et al.*, 2005b) e ha le stes-

Tab. 1 – Variabili di stato del modello ASM2d semplificato

Componente	simbolo	unità	a_C	a_H	a_O	a_N	a_P	a_Ch	a_COD
Acetati	S _A	(gCOD m ⁻³)	0.4068	0.0508	0.5424			-0.0169	1.0847
Alcalinità	S _{ALK}	(mol m ⁻³)	0.1967	0.0164	0.7869			-0.0164	
Substrato biodeg. rapidam.	S _F	(gCOD m ⁻³)	0.5700	0.0800	0.2800	0.0600	0.0100		1.7900
Organico solubile inerte	S _I	(gCOD m ⁻³)	0.6100	0.0700	0.2800	0.0300	0.0100		1.8681
Azoto	S _{N2}	(gN m ⁻³)				1.0000			-1.7143
Ione ammonio	S _{NH4}	(gN m ⁻³)		0.2222		0.7778		0.0556	
Nitrati	S _{NO3}	(gN m ⁻³)			0.7742	0.2258		-0.0161	-1.0323
Ossigeno	S _{O2}	(-gCOD m ⁻³)			1.0000				-1.0000
P inorganico solubile	S _{PO4}	(gP m ⁻³)		0.0104	0.6667		0.3229	-0.0208	
Autotrofi	X _{AUT}	(gCOD m ⁻³)	0.5200	0.0800	0.2500	0.1200	0.0300		1.6097
Eterotrofi	X _H	(gCOD m ⁻³)	0.5200	0.0800	0.2500	0.1200	0.0300		1.6097
Particolato organico inerte	X _I	(gCOD m ⁻³)	0.6100	0.0700	0.2800	0.0300	0.0100		1.8681
Idrossidi metallici	X _{MeOH}	(gFe(OH) ₃ m ⁻³)		0.0588	0.9412				-0.4706
Fosfati metallici	X _{MeP}	(gFePO ₄ m ⁻³)			0.6737		0.3263		-0.2526
PAO	X _{PAO}	(gCOD m ⁻³)	0.5200	0.0800	0.2500	0.1200	0.0300		1.6097
Prodotti dei PAO	X _{PHA}	(gCOD m ⁻³)	0.5581	0.0698	0.3721				1.6744
Polifosfati	X _{PP}	(gP m ⁻³)			0.6076		0.3924	-0.0127	
Substrato biodeg. Lentamente	X _S	(gCOD m ⁻³)	0.5700	0.0800	0.2800	0.0800	0.0100		1.7900
Protoni	S _{H+}	(gH m ⁻³)		1.0000				1.0000	
Acqua	S _{H2O}	(gH m ⁻³)		0.1111	0.8889				

Tab. 2 – Variabili di stato del modello RWQM1 semplificato

Componente	simbolo	unità	a_C	a_H	a_O	a_N	a_P	a_Ch	a_COD
Sostanze organiche disciolte	S_s	(gCOD m^{-3})	0.57	0.08	0.28	0.06	0.01		1.79005
Organico solubile inerte	S_i	(gCOD m^{-3})	0.61	0.07	0.28	0.03	0.01		1.86814
Ione ammonio	S_{NH4}	(gN m^{-3})		0.2222		0.7778		0.05556	0
Nitriti	S_{NO2}	(gN m^{-3})			0.6957	0.3043		-0.0217	-1.0435
Nitrati	S_{NO3}	(gN m^{-3})			0.7742	0.2258		-0.0161	-1.0323
P inorganico disciolto	S_{HPO4}	(gP m^{-3})		0.0104	0.6667		0.3229	-0.0208	
Ossigeno	S_{O2}	(-gCOD m^{-3})			1				-1
Ione idrogeno	S_H	(gH m^{-3})		1				1	
Ioni ossidrilici	S_{OH}	(gH m^{-3})		0.0588	0.9412			-0.0588	
Eterotrofi	X_H	(gCOD m^{-3})	0.52	0.08	0.25	0.12	0.03		1.60966
Nitrificatori 1 passo	X_{N1}	(gCOD m^{-3})	0.52	0.08	0.25	0.12	0.03		1.60966
Nitrificatori 2 passo	X_{N2}	(gCOD m^{-3})	0.52	0.08	0.25	0.12	0.03		1.60966
Alghe e macrofite	X_{ALG}	(gCOD m^{-3})	0.36	0.07	0.5	0.01	0.06		1.08028
Substrato biodeg. Lentamente	X_S	(gCOD m^{-3})	0.57	0.08	0.28	0.06	0.01		1.79005
Particolato organico inerte	X_I	(gCOD m^{-3})	0.61	0.07	0.28	0.03	0.01		1.86814
P adsorbito a particelle	X_P	(gP m^{-3})		0.0104	0.6667		0.3229		-0.1667
Acqua	S_{H2O}	(gH m^{-3})		0.1111	0.8889				

se notazioni usate negli ASM. Esso descrive i processi di trasporto e conversione in ambiente fluviale.

Considerazioni iniziali hanno portato ad una semplificazione di entrambi i modelli. Per tutte le variabili di stato per le quali la composizione chimica è nota, la compilazione della matrice di composizione è immediata; per le altre sono state fatte alcune assunzioni e si sono usati valori di letteratura (Reichert *et al.*, 2001).

Riguardo alle variabili dell'ASM2d si è assunto che gli organismi che accumulano fosforo (X_{PAO}) e la biomassa autotrofa (X_{AUT}) abbiano la stessa composizione della biomassa eterotrofa (X_H). Non sono stati presi in considerazione i solidi sospesi totali (X_{TSS}).

Per il modello RWQM1 sono stati trascurati i carbonati (S_{CO2} , S_{CO3} , S_{HCO3}) dal momento che si è assunto che essi si allontanano all'interfaccia acqua-atmosfera, non trasferendosi da un sistema all'altro; gli ioni disciolti di Calcio (S_{Ca}), i consumatori (X_{CON}) e il materiale particolato inorganico (X_I). Delle due forme in cui si presenta il fosforo inorganico totale si è scelto di considerare solo S_{HPO4} ; è stato considerato il solo ione ammonio S_{NH4} a scapito dell'ammoniaca S_{NH3} .

Si è poi assunto che i fosfati adsorbiti a particelle (X_P) hanno la stessa composizione di S_{HPO4} (Fosforo inorganico disciolto). Entrambi i modelli sono stati modificati con l'aggiunta di altre due variabili: S_{H+} e S_{H2O} .

Grazie all'approccio modellistico con cui è stato costruito il RWQM1 (basato sul COD e non sul BOD), il passaggio da un modello all'altro di alcune variabili è particolarmente semplice. Per esempio si può pensare che il substrato non subisca sostanziali cambiamenti nel trasferimento dal sistema a fanghi attivi all'ambiente fluviale.

Risulta così che quello che era substrato velocemente e lentamente biodegradabile in ASM2d rimane comunque biodegradabile nel RWQM1. Ciò che invece subisce le maggiori modificazioni nell'interfaccia è la biomassa, per il fatto che le condizioni controllate della vasca a fanghi attivi sono lontane dalla variabilità tipica dell'ambiente fluviale.

Si è assunto che la biomassa eterotrofa nel passaggio da un modello all'altro in parte sopravviva e in parte muoia. La fra-

zione morta diventa substrato in parte organico (X_S) e in parte inorganico (X_I).

La biomassa autotrofa che in ASM2d nitrifica, ha il corrispondente in RWQM1 in nitrificatori di primo stadio (X_{N1}) che ossidano l'ammoniaca in ioni nitrito, e di secondo stadio, X_{N2} , che ossidano gli ioni nitrito in ioni nitrato.

Nel connettore quindi la biomassa autotrofa viene separata: la parte viva viene a sua volta suddivisa nelle due forme di nitrificatori, X_{N1} e X_{N2} ; la parte morta, inattiva, al solito in biodegradabile lentamente (X_S) e in particolato organico inerte, (X_I). Prerogativa del modello ASM2d è considerare le biomasse in grado di accumulare fosforo, gli X_{PAO} , anche in grado di denitrificare in ambiente anossico.

Gli X_{PAO} sono stati associati come composizione agli eterotrofi, e come questi si comportano all'interfaccia, ma con la differenza che non possono sopravvivere nel fiume e quindi si trasformano completamente in substrato: lentamente biodegradabile X_S , e particolato organico, X_I .

I prodotti degli X_{PAO} subiscono lo stesso destino: all'interfaccia gli X_{PHA} , prodotto organico, vengono trasformati in X_S , mentre gli X_{PP} in S_{HPO4} , ortofosfato, inorganico, reso libero e disponibile.

Si assume inoltre che l'azoto (S_{N2}), presente come variabile di stato nel ASM2d, ma non nel RWQM1, bypassi il connettore e, nel fiume, si liberi in aria, all'interfaccia acqua-atmosfera. Le variabili che vengono usate in RWQM1, ma non nell'ASM2d, gli ioni ossidrilici (S_{OH}), le alghe (X_{ALG}) e X_P , fosfati adsorbiti a particelle, sono considerati come parametri fissi, che devono essere stimati.

Tutte le altre trasformazioni non menzionate avvengono in maniera diretta, senza richiedere assunzioni particolari.

La Figura 2 fornisce una rappresentazione schematica delle trasformazioni considerate nell'interfaccia: a sinistra i componenti particolati e sulla destra quelli solubili.

I pesi di prima approssimazione, in accordo con Benedetti *et al.* (2004b) sono riportati nella Tabella 3. L'interfaccia è stata quindi implementata nel software di simulazione WEST (Vanhooren *et al.* 2003) ed i pesi sono stati ottimizzati durante la calibrazione del modello integrato.

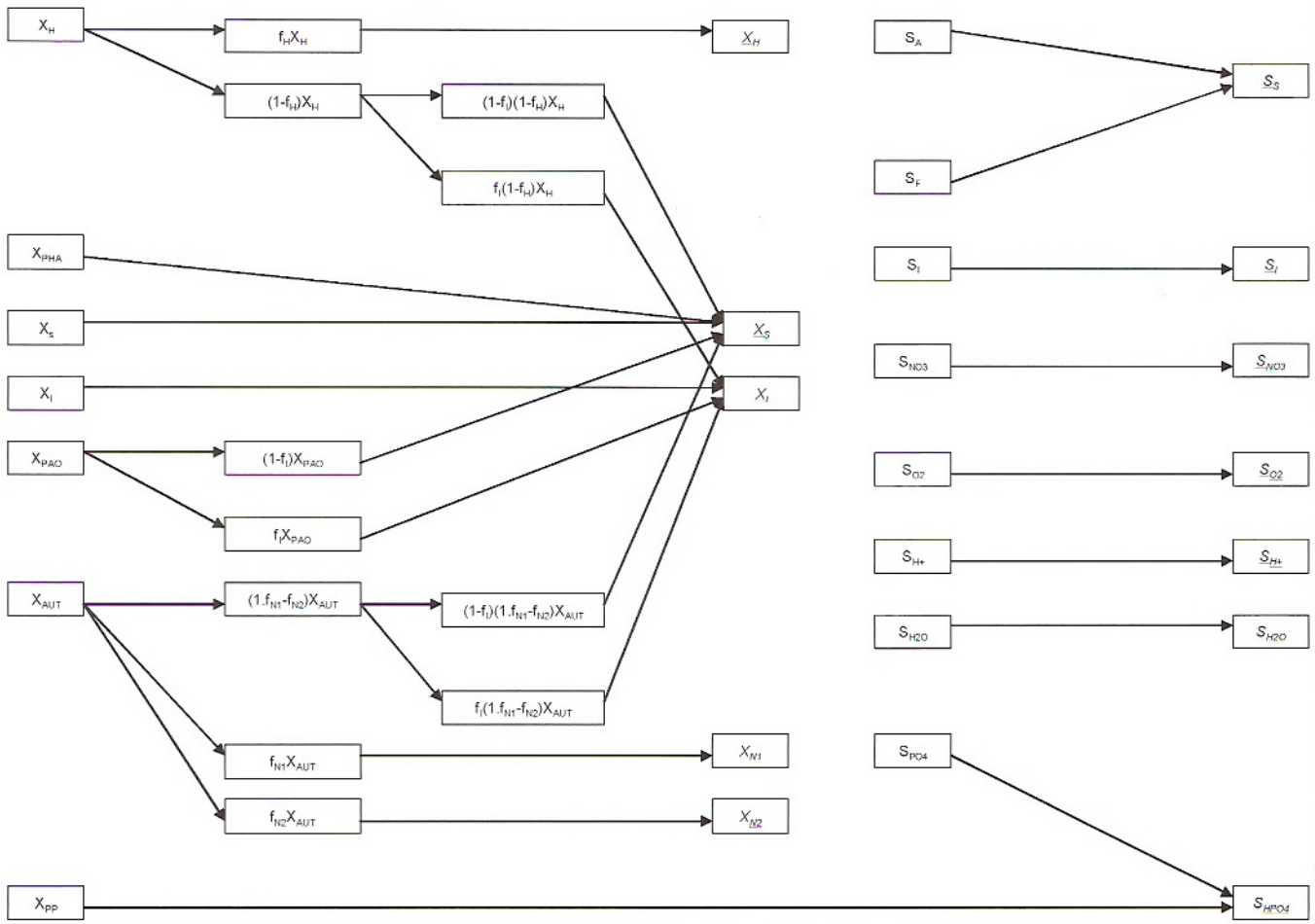


Fig. 2 – Connessioni fra le variabili dei due modelli: sulla sinistra vi sono le biomasse particolate, sulla destra i componenti solubili

Tab. 3 – Pesi di prima approssimazione per le variabili del connettore

Parametro	Descrizione	Valore
fH	Frazione attiva di eterotrofi	0,5
fN1	Frazione attiva di nitrificatori 1	0,15
fN2	Frazione attiva di nitrificatori 2	0,45
fI	Frazione di biomassa che diventa particolato inerte	0,16

$$\begin{bmatrix} v_{j,HPO4} \\ v_{j,H+} \\ v_{j,H2O} \\ v_{j,NH4} \\ v_{j,HCO3-} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} i_{HPO4}^P & i_{H+}^P & i_{H2O}^P & i_{NH4}^P & i_{HCO3-}^P \\ i_{HPO4}^{Ch} & i_{H+}^{Ch} & i_{H2O}^{Ch} & i_{NH4}^{Ch} & i_{HCO3-}^{Ch} \\ i_{HPO4}^O & i_{H+}^O & i_{H2O}^O & i_{NH4}^O & i_{HCO3-}^O \\ i_{HPO4}^N & i_{H+}^N & i_{H2O}^N & i_{NH4}^N & i_{HCO3-}^N \\ i_{HPO4}^C & i_{H+}^C & i_{H2O}^C & i_{NH4}^C & i_{HCO3-}^C \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} -\sum_m i_m^P \cdot v_{j,m} \\ -\sum_m i_m^{Ch} \cdot v_{j,m} \\ -\sum_m i_m^O \cdot v_{j,m} \\ -\sum_m i_m^N \cdot v_{j,m} \\ -\sum_m i_m^C \cdot v_{j,m} \end{bmatrix}$$

Tutte le trasformazioni definite devono garantire la continuità degli elementi, della densità di carica elettrica e dell'equivalente in COD. Per fare questo occorre definire dei componenti detti di compensazione, allo scopo di chiudere tutti i bilanci. In accordo con Volcke *et al.* (2006) le scelte fatte per il presente lavoro sono state:

- il bilancio del fosforo è chiuso con HPO_4^{2-} ;
- il bilancio della carica elettrica è chiuso con H^+ ;
- il bilancio dell'ossigeno è chiuso con H_2O ;
- il bilancio dell'azoto è chiuso con NH_4^+ ;
- il bilancio del carbonio è chiuso con HCO_3^- ;
- il bilancio dell'idrogeno risulta chiuso automaticamente in quanto le variabili sono dipendenti.

I componenti di compensazione sono dunque, rispettivamente: S_{HPO4} , S_{H+} , S_{H2O} , S_{NH4} , S_{ALK} .

Il vettore dei termini di compensazione incogniti $v_{j,m}$ può essere calcolato tramite la matrice inversa:

4. IL CASO DI STUDIO "BLEESBRUCK"

Una applicazione del connettore è stata utilizzata in un caso di studio nel nord-est del Lussemburgo: in cui l'ottima qualità delle acque del fiume Sûre è compromessa nei pressi dell'abitato di Ettelbruck dall'immissione dell'Alzette, inquinato; da diversi scaricatori di piena che si attivano frequentemente e dall'immissione dello scarico dell'impianto di trattamento di Blesbruck, caratterizzato da una non perfetta nitrificazione e un non completo abbattimento dei picchi dei fosfati. È inoltre presente un inquinamento di origine diffusa dovuto all'uso agricolo del suolo, sebbene non siano disponibili dati esatti e sia difficile stimare tale apporto.

Tab. 4 – Matrice di trasformazione fra ASM2d (sopra) e RWQM1 (sotto). Le variabili evidenziate sono quelle scelte come termini di compensazione

	S _A	S _F	S _I	S _{NH2}	S _{NO3}	S _{O2}	S _{PO4}	X _{AUT}	X _H	X _I	X _{MEOH}	X _{MFP}	X _{PAO}	X _{PHA}	X _{PP}	X _S	S _{H+}	S _{H2O}
1 Sa_fromASM2d	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Salk_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Sf_fromASM2d	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Si_fromASM2d	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Sn2_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6 Snh4_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Sno3_fromASM2d	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 So2_fromASM2d	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Spo4_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 Xaut_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11 Xh_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12 Xi_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0
13 Xmeoh_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14 Xmep_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15 Xpao_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0
16 Xpha_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0
17 Xpp_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	-1
18 Xs_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0
19 Sh+_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0
20 Sh2o_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1

	S _e	S _i	S _{NH4}	S _{NO2}	S _{NO3}	S _{O2}	S _{OH}	X _H	X _{NL}	X _{N2}	X _{ALG}	X _S	X _I	X _P	S _{HPO4}	S _H	S _{NO2}	S _{NH4}	S _{ALK}
1 Sa_fromASM2d	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,00559	0,00675	0,01610	-0,03352	0,00471
2 Salk_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Sf_fromASM2d	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Si_fromASM2d	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Sn2_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6 Snh4_fromASM2d	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1
7 Sno3_fromASM2d	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 So2_fromASM2d	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Spo4_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
10 Xaut_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0,15	0,35	0,42	0,08	0	0,00654	-0,00100	-0,00252	0,02191	0,00014	
11 Xh_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,0	0	0	0,42	0,08	0	0,00654	-0,00100	-0,00252	0,02191	0,00014
12 Xi_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
13 Xmeoh_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14 Xmep_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15 Xpao_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,84	0,16	0	0	-0,00201	-0,00505	0,04382	0,00028
16 Xpha_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00328	0,00221	-0,03352	0,00124
17 Xpp_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,03226	0,93548	0	0
18 Xs_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19 Sh+_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20 Sh2o_fromASM2d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

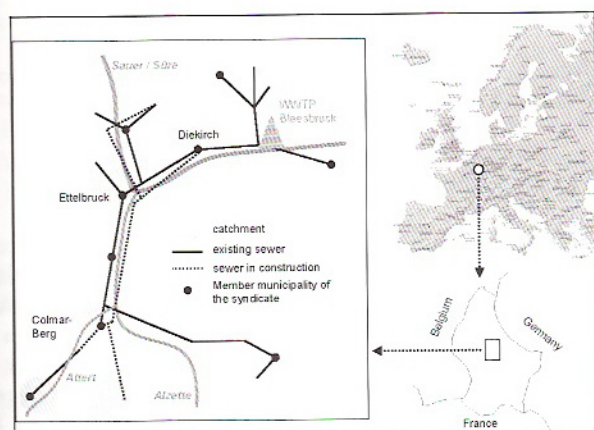


Fig. 3 – Vista schematica del bacino "Bleesbruck"

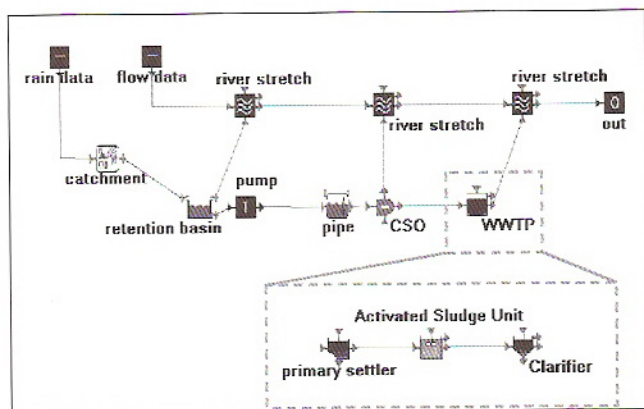


Fig. 4 – Componenti del modello integrato semplificato

Obiettivo dello studio è stato costruire un modello integrato per individuare quali fossero i punti deboli del sistema e valutare poi possibili misure per il miglioramento delle performance globali.

Per il bacino e la rete è stata utilizzata una versione estesa di KOSIM (Solti *et al.*, 2005, 2006); per il sistema di trattamento biologico una versione semplificata del modello

ASM2d (Henze *et al.* 2000), per il modello fluviale una versione semplificata del RWQM1 (Reichert *et al.* 2001). I sottomodelli sono collegati per mezzo di interfacce secondo la metodologia presentata e l'intero modello è stato implementato nel software WEST (Vanhooren *et al.* 2003). La Figura 4 mostra le varie componenti (semplificate) del modello in WEST.

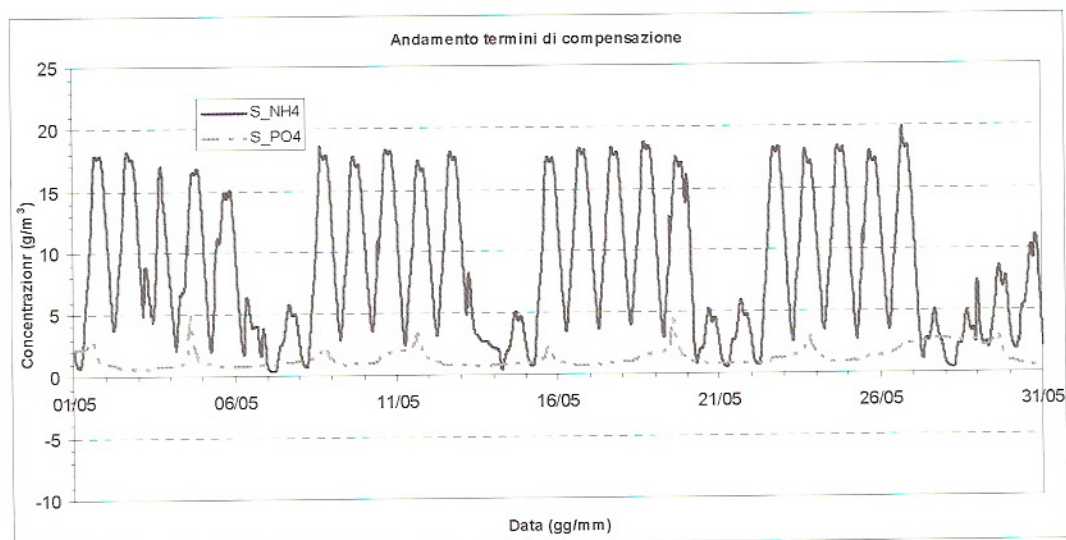


Fig. 5 – Profili dei termini di compensazione

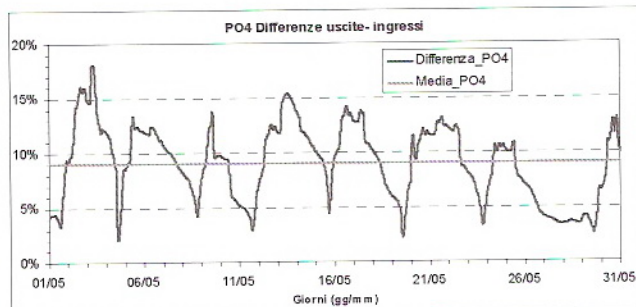
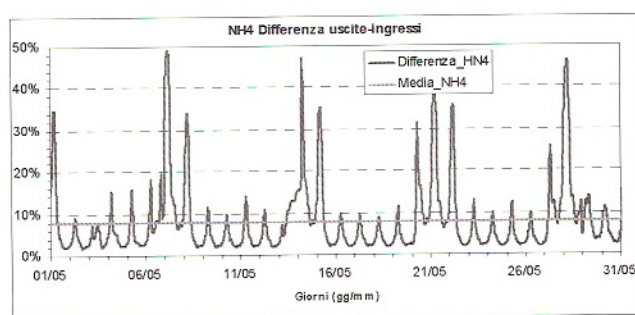


Fig. 6 – Andamento della differenza ingressi – uscite per S_{NH_4} (sinistra) e S_{PO_4} (destra)

I singoli modelli (fognatura, impianto di trattamento, fiume) sono stati calibrati e validati in base ai dati delle campagne di misura: si sono fatte simulazioni di un anno sulla rete fognaria e sul depuratore, mentre il fiume è stato calibrato grazie ai dati di due campagne di due settimane ciascuna, nell'ambito del progetto europeo CD4WC (www.cd4wc.org). Dalle simulazioni si sono ricavati i dati utilizzati come input e output dell'interfaccia.

I grafici che seguono mostrano le variazioni delle concentrazioni in ingresso e in uscita dal connettore, per le variabili di compensazione S_{NH_4} e S_{PO_4} .

In Figura 5 è presentata la dinamica dei termini di compensazione in uscita dal connettore: per entrambi il bilancio di massa è positivo, con valori tutti maggiori di zero. Il confronto è fatto su un mese di simulazioni, ma i bilanci risultano positivi su tutto il periodo di un anno.

In Figura 6, l'andamento mensile della differenza fra uscite e ingressi dal connettore per S_{NH_4} (sinistra) e S_{PO_4} (destra). Si nota un buon riscontro fra i dati misurati e simulati: per entrambe le variabili e la differenza fra i valori è mediamente inferiore al 10%.

Dal confronto fra i valori delle concentrazioni dei termini di compensazione è possibile notare come la chiusura dei bilan-

ci di massa degli elementi non alteri eccessivamente i valori delle variabili stesse.

5. CONCLUSIONI

Nel presente lavoro è stata presentata una metodologia per connettere modelli nell'ambito della costruzione di un modello integrato del sistema di drenaggio urbano (rete fognaria, impianto di trattamento e ricettore). È stata costruita un'interfaccia fra i modelli ASM2d per l'impianto a fanghi attivi e RWQM1 per il tratto fluviale. Caratteristica principale della metodologia è l'essere basata sulla chiusura dei bilanci fra i componenti e fra le masse degli elementi costituenti le variabili di stato dei due modelli. Si è constatato che la chiusura dei bilanci non altera in maniera significativa i valori dei termini di compensazione. Con questa metodologia è possibile connettere qualunque altra coppia di modelli espressi tramite matrici di Petersen.

RINGRAZIAMENTI

I risultati presentati in questa pubblicazione sono stati elaborati nell'ambito del progetto europeo CD4WC, contratto n. EVK1-CT-2002-00118.

BIBLIOGRAFIA

- Benedetti, L., Meirlaen, J., Sforzi, F., Facchi, A., Gandolfi, C. and Vanrolleghem, P.A.** (2004a). Dynamic integrated modelling: A case study on the river Lambro. In: Proceedings of NOVATECH 2004, Lyon, France, 6-10 June 2004.
- Benedetti, L., Meirlaen, J. and Vanrolleghem, P.A.** (2004b). Model connectors for integrated simulations of urban wastewater systems. In Sewer Networks and Processes within Urban Water Systems. J.-L., Bertrand-Krajewski, M., Almeida, J., Matos and S. Abdul-Talib (ed.), Water Environment Management Series, IWA Publishing, pp. 13-21.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T. and Loosdrecht, M.** (2000). Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Scientific and Technical Report n. 9, IWA Publishing.
- Jones, R.M. and Takacs, I.** (2004). Importance of anaerobic digestion modelling on predicting the overall performance of wastewater treatment plants. In Proceedings anaerobic digestion 2004, 10th world congress, pages 1371-1375, Montreal, Canada, 29 August-2 September 2004.
- Liiklema, L., Tyson, J.M. and Le Souef, A.** (1993). Interuba – Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas. *Wat. Sci. Tech.*, 27 (12), 1-244.
- Meirlaen, J., Huyghebaert, B., Sforzi, F., Benedetti, L. and Vanrolleghem, P.A.** (2001). Fast, simultaneous simulation of the integrated urban wastewater system using mechanistic surrogate models. *Wat. Sci. Tech.*, 43 (7), 301-309.
- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L. and Vanrolleghem, P.A.** (2001). River Water Quality Model n. 1. Scientific and Technical Report n. 12, IWA Publishing.
- Solvi, A.M., Benedetti, L., Gillè, S., Schosseler, P., Weidenhaupt, A. and Vanrolleghem, P.A.** (2005). Integrated urban catchment modelling for a sewer-treatment-river system, 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen, 21-26 August 2005.
- Solvi, A.M., Benedetti, L., Vandenberghe, V., Gillè, S., Schosseler, P., Weidenhaupt, A. and Vanrolleghem, P.A.** (2006). Implementation of an integrated model for optimised urban wastewater management in view of better river water quality: A case study. In: Proceedings of IWA World Water Congress 2006, 10-14 September, Beijing, China.
- Vanhooren, H., J. Meirlaen, Y. Amerlink, F. Claeys, H. Vangheluwe and P.A. Vanrolleghem** (2003). WEST: Modelling biological wastewater treatment. *J. Hydroinformatics* 5(1): 27-50.
- Vanrolleghem, P.A., Benedetti, L. & Meirlaen, J.** (2005a). Modelling and real-time control of the integrated urban wastewater system. *Environmental Modelling & Software*, 20, 427-42.
- Vanrolleghem, P.A., Rosen C., Zaher, U., Copp, J., Benedetti, L., Ayesa, E., and Jeppsson, U.** (2005b). Continuity-based interfacing of models for wastewater systems described by Petersen matrices, *Wat. Sci. Tech.* 52 (1-2) pp. 493-500.
- Volcke, E.I.P, van Loosdrecht, M.C.M. and Vanrolleghem, P.A.** (2006). Continuity-based model interfacing for plant-wide simulation: A general approach. *Water Research* 40(15), 2817-2828.

CURRICULA

Lorenzo Benedetti – Laureato in Ingegneria per l’Ambiente e il Territorio nel 1999 presso l’Università di Firenze con una tesi di modellistica integrata svolta in collaborazione con Biomath, Gent University. Dal 2002 è studente di dottorato presso Biomath. Le pubblicazioni più recenti riguardano principalmente la modellazione integrata dei sistemi di drenaggio urbano e modelli di qualità fluviale.

Andrea Casadio – Laureato in Ingegneria per l’Ambiente e il Territorio nel 2004 presso l’Università degli studi di Bologna con una tesi sulla modellazione di una rete di drenaggio urbano. Dal 2005 è studente per il Dottorato di Ricerca in ingegneria idraulica presso l’Università di Bologna, DISTART, nell’ambito del quale si occupa di gestione integrata del sistema delle acque reflue urbane.

Marco Maglionico – Ricercatore del Settore Scientifico ICAR-02 presso l’Università degli Studi di Bologna, Dipartimento DISTART. L’attività di ricerca prevalente è inerente le reti urbane con particolare attenzione ai problemi di modellazione idraulica e di qualità delle acque. Le pubblicazioni più recenti riguardano le attività sperimentali condotte in bacini urbani e la messa a punto di modelli matematici per la simulazione della qualità delle acque nelle reti di drenaggio.

Peter A. Vanrolleghem – Professore associato in “Ottimizzazione dei processi biologici” alla Gent University, Biomath dal 1997. I principali settori di ricerca riguardano la modellazione e il controllo dei processi di trattamento biologico, la modellazione dei sistemi integrati di drenaggio urbano, la modellistica dei sistemi metabolici. Dal 2005 è Canada Research Chair in Modellistica di Qualità delle Acque.