

I bioreattori a membrana nella depurazione delle acque: l'innovazione per la tutela dell'ambiente

D. Saturno*, C. Salerno*, G. Laera*, A. Pollice*, A. Pinto*, R. Sandulli**

* IRSA CNR, Bari

**Dip. di Scienze per l'Ambiente, Università di Napoli "Parthenope"

Sommario

I Reattori Biologici a Membrana (MBR) sono una delle più promettenti tecnologie per il trattamento dei reflui in quanto combinano il processo a fanghi attivi con la filtrazione su membrana. Gli MBR assicurano un'efficace barriera alla biomassa e ai solidi sospesi e rimuovono gli inquinanti organici e i nutrienti dai reflui civili ed industriali. Inoltre essi permettono di operare ad alte concentrazioni di fango attivo rispetto ai fanghi attivi convenzionali e di ovviare alla sedimentazione secondaria. Ne risulta una maggiore compattezza dell'impianto e un effluente di qualità superiore. Attraverso un lungo lavoro sperimentale si sono potuti studiare gli effetti del tempo di ritenzione del fango (SRT) sulle prestazioni dell'impianto e sull'attività microbica di un MBR aerobico a membrane sommerse per il trattamento di un refluo civile reale.

Parole chiave

Bioreattori a membrana; Respirometria; Tempo di ritenzione del fango; attività microbica.

Abstract

Membrane Biological Reactors (MBR) are amongst the most promising technologies for wastewater treatment combining the activated sludge process with membrane filtration. MBRs ensure an effective barrier to biomass and suspended solids and the removal of organic pollutants as well as nutrients from municipal and industrial wastewaters. Moreover, they allow to maintain considerable activated sludge concentrations with respect to conventional activated sludge and obviate secondary sedimentation. As a result, higher plant compactness and treated water quality are obtained. The purpose of a long experimental work was to study the effect of sludge retention time (SRT) on the plant performance and microbial activity of an aerobic submerged MBR for the treatment of a real municipal wastewater.

Keywords

Membrane bioreactor; Respirometry; Sludge retention time; Microbial activity.

Introduzione

Oggi il mondo scientifico e tecnologico mostra un interesse crescente per i processi di depurazione innovativi. Ciò è dovuto al recepimento delle Direttive Comunitarie (271/91 e 676/91) e all'entrata in vigore del Decreto Legislativo 152/99, poi integrato nel Testo Unico 152/2006. Tali norme hanno modificato l'approccio alla disciplina degli scarichi imponendo limiti più restrittivi con il fine di raggiungere un determinato obiettivo di qualità ambientale del corpo idrico recettore. Questa nuova prospettiva richiede processi di depurazione più efficaci e completi e spesso gli adeguamenti impiantistici devono tener conto della necessità socio-economico-urbanistica di limitare l'ingombro volumetrico e planimetrico all'interno dell'area dell'impianto di depurazione esistente.

La tecnologia MBR permette di soddisfare i requisiti su indicati ma la sua applicazione al trattamento dei liquami civili è frenata a causa dei maggiori costi di esercizio e dei problemi di sporcamento delle membrane (fouling), che sono tutt'ora oggetto di studio e di ricerca. Viene ormai riconosciuta una certa interdipendenza fra caratteristiche e stato della biomassa e problemi di fouling delle membrane, tuttavia restano limitate e contraddittorie le conoscenze sugli aspetti biologici. In particolare, le dinamiche delle popolazioni batteriche, la loro attività e vitalità cellulare risultano poco indagate nelle condizioni caratteristiche dei bioreattori a membrana. Infatti, i parametri cinetici e stechiometrici utilizzati per il dimensionamento degli impianti a fanghi attivi convenzionali non sono applicabili agli MBR, date le diverse condizioni di crescita della biomassa, sia in ambito progettuale sia di simulazione matematica dell'andamento

degli impianti. Tuttavia, la comunità scientifica si è occupata principalmente del problema del fouling prestando attenzione più al processo fisico che al ruolo fondamentale della comunità batterica responsabile sia della degradazione degli inquinanti che dello sporcamento delle membrane.

Processi biologici per la depurazione delle acque reflue

La depurazione biologica dei reflui, sfrutta tecnologie basate su fenomeni naturali che si svolgono in ambienti creati artificialmente, in modo che i parametri che regolano tali processi possano essere definiti e controllati in maniera ottimale. Sia in ambiente naturale (autodepurazione in corsi d'acqua) che artificiale (impianto di trattamento), l'azione di popolazioni microbiche diverse porta alla degradazione delle sostanze inquinanti presenti nelle acque, attraverso processi di mineralizzazione e di raccolta in un materiale semisolido (fango).

Un impianto di trattamento è contraddistinto dal tipo di metabolismo che vi si instaura (aerobio o anaerobio), dalla natura del substrato fonte di energia e di quello fonte di carbonio (sostanze da demolire), che possono essere di origine industriale o prevalentemente civile, dalle condizioni chimico-fisiche (pH, temperatura, salinità, ecc) e da quelle di processo adottate.

Il sistema di depurazione più diffuso è quello basato sul processo biologico a fanghi attivi (anche indicato *Conventional Activated Sludge, CAS*). La coltura microbica mista degrada gli inquinanti presenti nelle acque di scarico rimanendo dispersa nel reattore sotto forma di fiocchi biologici: nell'insieme tali fiocchi costituiscono il fango attivo.

La composizione microbica della biomassa svolge un ruolo determinante in termini di efficienza e di stabilità del processo e dipende da molti fattori. La biomassa può comprendere un'ampia varietà di organismi, principalmente Batteri ma anche Funghi, Protozoi, Alghe e alcuni Metazoi quali Rotiferi e Nematodi. Lo sviluppo dei diversi gruppi dipende da velocità di crescita, disponibilità dei substrati, natura del substrato carbonioso, ma anche dalle interazioni tra le varie componenti la microcomunità (fenomeni di predazione, commensalismo, competizione alimentare, ecc.).

Il fango attivo, che si sviluppa da un liquame aerato di tipo civile, risulta composto da cellule microbiche vive associate con cellule allo stato quiescente e cellule morte, da detriti cellulari, da una matrice biopolimerica di origine batterica, oltre che da materiali inerti provenienti dallo scarico. Il fango, visto al microscopio ottico, si presenta in forma di organismi liberi e di fiocchi di natura gelatinosa e flocculenta, nei quali differenti specie di or-

ganismi interagiscono in modo diverso secondo le proprie caratteristiche morfologiche. I fiocchi di fango, che possono raggiungere anche dimensioni di 500 μm , svolgono anche la funzione di supporto meccanico per la microfauna e di superficie adsorbente per sostanze nutritive.

Quando è possibile sottoporre i fanghi attivi ad aerazione alternata a condizioni anaerobiche, si promuove la crescita e l'accumulo di popolazioni batteriche dal differente metabolismo: in condizioni aerobiche e in presenza di sostanza organica, risulta abbondante la popolazione chemioorganoeterotrofa assieme a quella dei chemiolitoautotrofi quali i nitrificanti; in condizioni anossiche si sviluppa anche la popolazione dei batteri denitrificanti. Accanto a queste si trovano batteri filamentosi e quelli responsabili delle schiume biologiche che, se in abbondanza, possono compromettere il funzionamento del sistema dando origine, rispettivamente, ai fenomeni di *bulking* e di *foaming*. Infatti, nei sistemi convenzionali, la separazione della biomassa dall'effluente depurato avviene per sedimentazione del fango attivo e tale processo dipende fortemente sia dalla concentrazione della biomassa stessa che da eventuali anomalie come quelle sopra citate.

I vari processi biologici, pur sfruttando batteri dal metabolismo diverso, possono essere caratterizzati dalle stesse equazioni cinetiche e stechiometriche. Il modello biocinetico sviluppato da Lawrence e McCarty (1970) sulla base degli studi di Monod, conduce ad individuare nell'età del fango o tempo medio di residenza cellulare (*Sludge Retention Time, SRT*) il parametro fondamentale per la progettazione e il controllo dei reattori biologici. Detto parametro è legato alla velocità di crescita della biomassa ed è facilmente controllabile sul piano operativo. Secondo tale modello, note le caratteristiche dello scarico (portata e concentrazione dell'inquinante da rimuovere), sulla base dei valori dei parametri cinetici e stechiometrici dei batteri coinvolti nel processo in esame, e fissato un valore di SRT, si determina l'efficienza di rimozione e la quantità di biomassa che deve essere presente nel sistema.

Per tutti i diversi sistemi di depurazione, nel rispetto degli standard di legge previsti per lo scarico e in base alle esigenze qualitative per uno specifico uso previsto, l'effluente in uscita dall'impianto deve essere sottoposto a trattamenti di disinfezione finale ed eventualmente di finissaggio (detti terziari).

I reattori biologici a membrana

Le criticità proprie di un processo convenzionale a fanghi attivi (*Conventional Activated Sludge, CAS*) hanno

spinto la comunità scientifica a ricercare una tecnologia alternativa per la depurazione biologica dei liquami.

I reattori biologici a membrana (*Membrane Biological Reactor*, MBR) sono stati recentemente proposti come innovazione tecnologica praticabile, in quanto risultano essere una combinazione dei processi a fanghi attivi con un sistema di filtrazione a membrana.

I primi esempi di processi biologici abbinati a sistemi a filtrazione su membrane risalgono agli anni '70, ma solo dalla fine degli anni '80 i sistemi MBR, così come intesi oggi, sono stati sviluppati per la realizzazione di numerosi impianti per il trattamento dei reflui civili ed industriali.

La diffusione di tale tecnologia è legata ai vantaggi che essa offre rispetto ai trattamenti tradizionali. Essi sono individuati nei seguenti aspetti:

- il ridotto ingombro degli impianti dovuti all'eliminazione dell'unità di sedimentazione biologica dalla linea di trattamento. Ciò permette l'upgrading di impianti convenzionali senza occupare ulteriori spazi. Le membrane operano la chiarificazione dell'effluente con efficienze anche pari al 100%;
- la possibilità di operare a concentrazioni di biomassa più alte rispetto ai sistemi a fanghi attivi. Questo implica la totale indipendenza dell'età del fango (SRT) o dal tempo di residenza idraulico (*Hydraulic Retention Time*, HRT). Potendo operare ad elevati SRT, si favorisce lo sviluppo di organismi a basso tasso di crescita, quali i batteri nitrificanti. L'elevata concentrazione del fango all'interno del comparto biologico permette di operare a carichi organici per unità di biomassa molto bassi (Visvanathan *et al.*, 2000) con una minore produzione di fanghi di supero;
- il processo mostra tempi di avviamento brevi e una buona flessibilità ai cambiamenti nella composizione del refluo influente;
- l'ottima qualità dell'effluente, dovuta alla completa rimozione dei solidi e ad una carica batterica, anche patogena, molto ridotta (Malpei e Azzellino, 2000), rende possibile il riutilizzo sia di reflui industriali come acqua di processo, sia di reflui civili per usi irrigui;
- il processo biologico risulta svincolato dalle caratteristiche di sedimentabilità della biomassa presente nel reattore. Di conseguenza, la pressione selettiva sui microrganismi che realizzano il processo degradativo, non è più legata alla loro tendenza ad aggregarsi in fiocchi ma alla capacità di metabolizzare i substrati disponibili.

Accanto agli aspetti positivi però, alcuni svantaggi hanno limitato la diffusione di tale tecnologia in scala reale. Rispetto ai trattamenti biologici a biomassa sospesa di ti-

po convenzionale, gli aspetti critici dei bioreattori a membrana risiedono nei costi delle membrane, nei superiori consumi energetici e nel problema del fouling. Quest'ultimo consiste nell'insieme dei fenomeni che provocano una riduzione della permeabilità della membrana e possibili limitazioni nella diffusione dell'ossigeno in sistemi ad elevate concentrazioni di solidi (Stephenson *et al.*, 2000).

Questi aspetti negativi vanno ridimensionandosi con l'avanzamento degli studi in materia, anche applicati a impianti municipali di trattamento in scala reale. Ciò accresce l'efficienza, l'applicabilità e la competitività della tecnologia rispetto ai costi di investimento e di gestione di un sistema tradizionale a fanghi attivi.

Il contenimento dei consumi energetici ha originato un graduale aumento delle installazioni soprattutto nelle cosiddette "aree sensibili". Inoltre, la risoluzione dei problemi meccanici abbinata ad una riduzione dei costi dei moduli di membrane ha permesso una maggiore diffusione di tale tecnologia dalla fine degli anni '90.

Attualmente si contano più di 2200 installazioni in scala reale, e questa cifra pare destinata ad aumentare anche in ragione della notevole compattezza di tali impianti che li rende adatti ad interventi di potenziamento in quelli già esistenti quando vi sia carenza di superficie disponibile (Yang *et al.*, 2006). Circa il 66% dei bioreattori a membrana oggi funzionanti è localizzato in Giappone, mentre la restante percentuale è ripartita tra Nord America, Europa e, in misura minore, Australia. Nel 98% dei casi il processo biologico implementato è di tipo aerobico piuttosto che anaerobico. Nella maggior parte degli impianti sono utilizzati sistemi a membrane sommerse anziché a moduli esterni per i vantaggi, soprattutto energetici, che ne derivano (Yang *et al.*, 2006). In Europa, l'Italia possiede il maggior numero di impianti MBR applicati al trattamento dei reflui industriali, mentre la Gran Bretagna detiene il primato nell'ambito dei liquami civili (Lesjean e Huisjes, 2007).

La filtrazione

La separazione dell'effluente dalla biomassa non avviene per sedimentazione bensì per filtrazione mediante la membrana stessa. In funzione delle dimensioni nominali dei pori e del peso molecolare delle molecole trattate, si parla di *Micro-filtrazione* (MF, diametro dei pori compreso tra 0,10 e 5 μm) ed *Ultra-filtrazione* (UF, diametro dei pori compreso tra 0,02 e 0,2 μm). In questo ultimo caso al diametro dei pori corrisponde un intervallo di pesi molecolari espressi in Dalton (*Molecular Weight Cut-Off*, MWCO), che può variare tra 500 e 100.000 Dalton.

La forza motrice che permette la filtrazione è costituita dal gradiente di pressione applicato alla membrana tra il

lato dell'alimento ed il lato del filtrato o permeato. Solitamente il processo di MF opera a pressioni non superiori a 0,7-0,8 bar, mentre il processo di UF opera a pressioni solitamente comprese tra 1 e 10 bar.

Date le dimensioni dei pori delle membrane, sia per micro-filtrazione che ultra-filtrazione, i sistemi MBR realizzano anche un processo di disinfezione trattenendo batteri, protozoi e metazoi patogeni, e virus. Infatti, i batteri hanno dimensioni comprese tra i decimi (*Micrococcaee*) e le decine di micron, mentre i virus hanno dimensioni inferiori comprese tra i centesimi e i decimi di micron; i protozoi parassiti dell'uomo, quali ad esempio *Giardia* e *Cryptosporidium*, risultano facilmente separabili perché di dimensioni superiori (Figura 1).

Anche quando la dimensione nominale dei pori risulta superiore alla dimensione media di alcuni microrganismi, questi possono essere comunque rimossi grazie alla riduzione della dimensione effettiva dei pori dovuta ai fenomeni di sporramento della membrana ed alla formazione di uno strato di gel sulla sua superficie. Inoltre, si può verificare un assorbimento dei virus che parassitano i batteri (batteriofagi) sulla biomassa presente nel reattore (Côté *et al.*, 1997).

Le diverse tipologie e configurazioni di bioreattori a membrana

I sistemi a membrana si possono differenziare tra loro anche in base alla geometria della membrana utilizzata e ai materiali impiegati (ad esempio polietilene, polipropilene, polisulfone, ceramica).

Le principali geometrie adottate per le membrane oggi in commercio sono quelle a fibre cave, tubolari e piane.

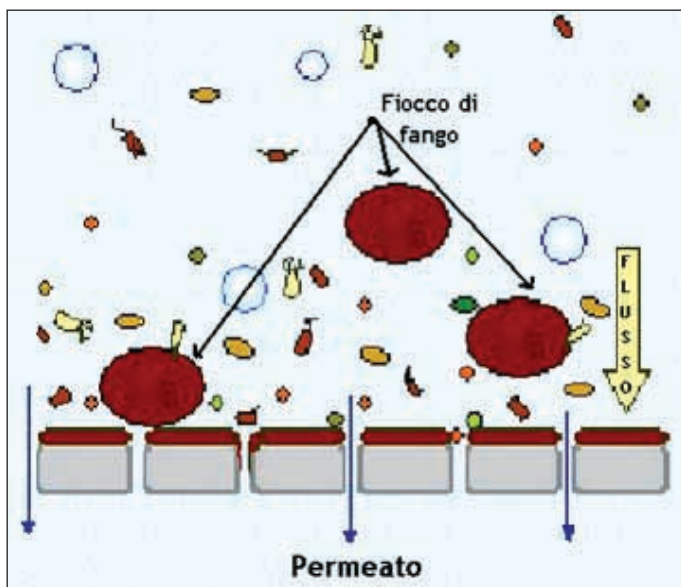


Fig. 1 - Schematizzazione di un tratto di membrana in sezione trasversale. Il processo di filtrazione permette di trattenere fiocchi di fango, batteri liberi, virus, macromolecole, colloidali, protozoi e metazoi presenti nel refluo

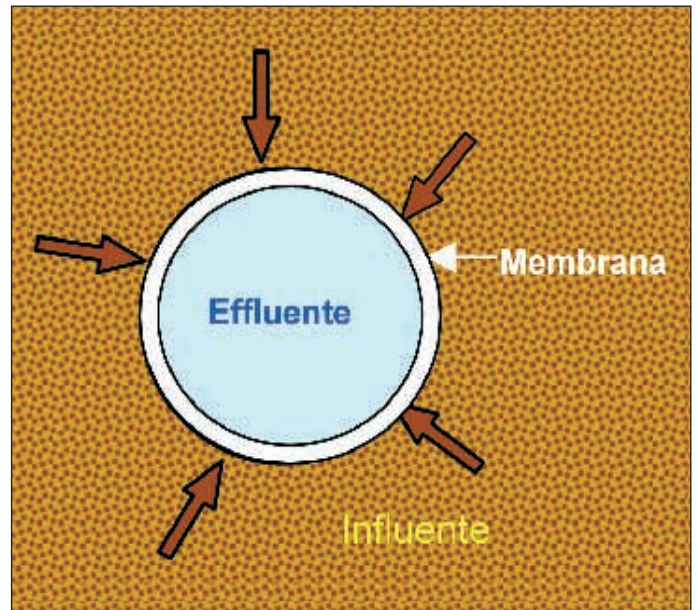


Fig. 2 - Sezione trasversale di una fibra cava di un modulo di membrane sommerse.

Nel primo caso (Figura 2), si tratta di membrane a sezione cilindrica aventi diametri dell'ordine di pochi millimetri (0,2-3 mm) mentre lo spessore della parte filtrante è compreso tra 100 e 400 µm. Il flusso di permeato passa dall'esterno della fibra all'interno grazie ad una differenza di pressione dovuta in parte al battente idrostatico presente sulla membrana ed in parte dall'aspirazione creata all'interno della fibra. Le membrane tubolari sono costituite da cilindri cavi dal diametro superiore, 5-10 mm, e con un'alimentazione dalla parte interna verso l'esterno. I moduli aventi questa geometria sono impiegati come unità esterne. Le membrane piane sono assemblate come dei pannelli affiancati, aventi spaziatura inferiore a 10 mm. I pannelli possono essere posizionati come unità sommerse o esterne. Il permeato viene estratto dai tubi montati nella parte superiore dei pannelli, mentre nella parte inferiore del modulo si trovano due diffusori che forniscono l'aria compressa necessaria per conservare le condizioni di agitazione del fluido che si trova a contatto con le superfici dei pannelli.

Per la separazione dei solidi vengono adottate due configurazioni impiantistiche degli MBR (Figura 3):

- bioreattori a membrana sommersa in cui le membrane sono posizionate all'interno del reattore biologico di ossidazione/nitrificazione;
- bioreattori side stream, in cui le membrane sono alloggiare in una unità separata, esterna al comparto biologico.

La configurazione esterna comporta maggiori costi di esercizio, ma permette una più semplice pulizia della membrana, perciò trova applicazione soprattutto in piccola scala.

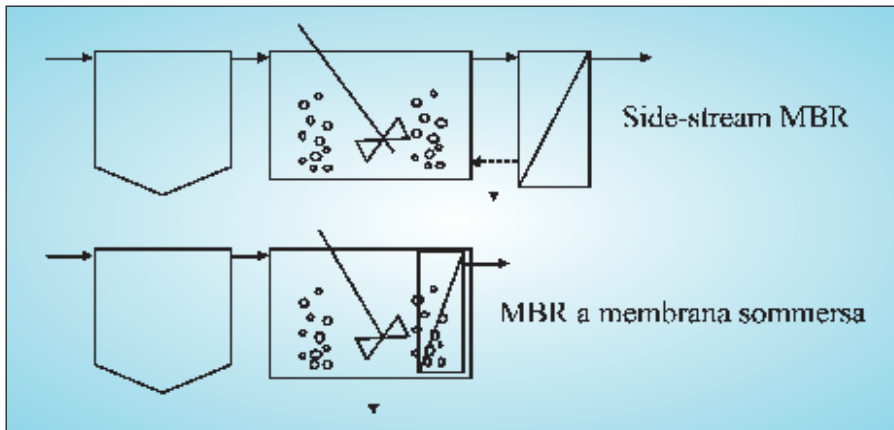


Fig. 3 - Configurazioni impiantistiche degli MBR per la separazione dei solidi.

Per ridurre lo sporcamiento della membrana che diminuirebbe la permeabilità delle membrane, si cerca di aumentare la turbolenza realizzando un regime di moto del fluido, detto a flusso tangenziale (*cross-flow*), in cui il liquido si muove in modo tangenziale alla superficie filtrante, ostacolando la formazione dello strato di solidi all'interfaccia liquido/membrana. Ciò può essere realizzato pompando il fango attivo (nei sistemi side-stream) oppure insufflando aria (sia nei sistemi sommersi che in quelli side-stream). Inoltre, lo sporcamiento della membrana può essere tenuto sotto controllo operando ciclicamente dei brevi periodi di controlavaggio (*backwash*, invertendo la direzione del flusso attraverso la membrana) o di pausa (*relaxation*, fermando la pompa di aspirazione). Quando la permeabilità delle fibre diminuisce sensibilmente, si effettua un vero e proprio lavaggio con una soluzione di opportuni composti chimici, la cui composizione dipende dalle caratteristiche del refluo trattato, dalla composizione del materiale adesivo sulla superficie della membrana e dal materiale costituente le membrane.

I parametri di gestione di un Bioreattore a Membrane

La gestione di un sistema MBR prevede la definizione di precise condizioni operative che rappresentano le condizioni ambientali necessarie per lo sviluppo della biomassa presente all'interno del bioreattore e delle sue capacità degradative.

Il comportamento di un processo a membrana viene valutato sia rispetto all'efficienza depurativa ed alla qualità dell'effluente, sia con riferimento al processo di filtrazione, tramite parametri quali il flusso del permeato per unità di superficie filtrante (J) e la pressione di transmembrana (*trans membrane pressure*, TMP, definita come differenza tra la pressione sul lato della membrana a contatto con l'alimento e la pressione sul lato del filtrato).

In aggiunta a questi parametri possono essere definite alcune grandezze relative ai processi biologici, quali i carichi di nutrienti e sostanze organiche riferiti all'unità di volume o di biomassa. Inoltre, come già detto, un parametro molto importante per la gestione di un sistema MBR e la valutazione delle condizioni di crescita di una biomassa risulta essere l'età del fango (SRT). In pratica essa rappresenta il tempo medio di ritenzione di una particella fangosa nella vasca di aerazione dalla sua genesi alla sua estrazione nel volume di fango in eccesso. Se il tempo neces-

sario alla moltiplicazione dei batteri di un dato genere è più lungo dell'SRT, questi batteri non hanno alcuna possibilità di moltiplicarsi nelle condizioni operative del sistema. Un esempio è rappresentato dai batteri del genere *Nitrosomonas*, tra i responsabili del processo di nitrificazione, che non riescono a riprodursi se l'età del fango non supera i 12 giorni. Questo fattore selettivo indica che più è alta l'età del fango più ampia è la diversità biologica all'interno del reattore. In un sistema stabile, l'età del fango è un metodo empirico per valutare il tasso di moltiplicazione delle specie presenti nelle condizioni caratteristiche di un reattore (Fantei *et al.*, 1987). I sistemi convenzionali a fanghi attivi operano, generalmente, ad età del fango comprese nel range 5-15 giorni. Ciò è dovuto a limitazioni intrinseche del processo legato alla sedimentabilità del fango in funzione della quale avviene la separazione per gravità tra biomassa ed effluente prodotto. I sistemi MBR permettono, invece, di raggiungere alti valori di SRT, alte concentrazioni di solidi, bassi valori di carico organico di fango e, di conseguenza, di ridurre la crescita cellulare.

Aspetti biologici di un Bioreattore a Membrana

Le condizioni di crescita per i microrganismi all'interno di un bioreattore a membrana risultano differenti rispetto ad un convenzionale reattore a biomassa sospesa (CAS). La sostituzione dell'unità di sedimentazione biologica con la membrana di microfiltrazione o ultrafiltrazione permette di mantenere negli MBR concentrazioni di solidi sospesi totali più alte rispetto ai CAS e quindi più bassi carichi del fango (*Food/Microorganisms*, F/M, espresso rapporto tra concentrazione del substrato e concentrazione della biomassa). A tali condizioni corrisponde una diversa attività batterica in termini di crescita cellulare e di velocità specifiche di rimozione dei substrati sia carboniosi sia azotati.

Inoltre, si verifica una minore produzione di fango e l'instaurarsi di una diversità ecologica all'interno della comunità microbica che si sviluppa, condizionata non dalla capacità di aggregarsi in fiocchi come nei sistemi tradizionali, bensì dall'affinità per i substrati disponibili e dalla velocità di crescita. Ne consegue che negli MBR anche organismi a lenta crescita, come i nitrificanti, o dotati di scarse capacità di aggregazione possono competere sulla base della disponibilità di substrati e delle condizioni ambientali.

Mediante l'utilizzo della tecnica FISH (*Fluorescent In Situ Hybridization*), è stato verificato che all'aumentare dell'SRT si evidenzia un progressivo incremento della frazione nitrificante, con una prevalenza del genere *Nitrobacter* su quello *Nitrosomonas* (Urbain *et al.*, 1998).

Luxmy *et al.* (2000) hanno condotto uno studio sulla diversità biologica in sistemi MBR applicando le tecniche di ibridazione *in situ* unitamente alla tecnica PCR-DGGE (*Polymerase Chain Reaction-Denaturing Gradient Gel Electrophoresis*). È risultato che i nitrificanti tendono a disporsi in strutture a *cluster* all'interno dei fiocchi, anziché in aggregati isolati. Da un'analisi al microscopio confocale, è stato possibile quantificare la componente nitrificante in una percentuale pari al 6% della biomassa. Dalla stessa ricerca, applicando la valutazione dell'indice di diversità di Shannon & Weaver (1963), è emerso che la diversità in un MBR è di poco superiore a quella di un sistema a fanghi attivi alimentato con il medesimo refluo.

Secondo Massé *et al.* (2006) la biomassa di un MBR a membrane sommerse presenta una percentuale di batteri non flocculanti più elevata rispetto ai batteri filamentosi. Tale osservazione viene giustificata considerando che i microrganismi dispersi possiedono un vantaggio nella competizione per l'accesso ai substrati, soprattutto quando F/M è basso e quindi SRT è alto. La maggiore presenza di batteri dispersi spiega anche la miglior degradazione di proteine e polisaccaridi e quindi la più bassa concentrazione di queste specie nel surnatante di impianti operati ad alte età del fango. In un processo biologico, la degradazione delle differenti sostanze si realizza per azione di enzimi sia intracellulari che extracellulari. Da un'indagine analitica svolta da Cicek *et al.* (1999) risulta che l'attività enzimatica sia in fase solubile che nella sospensione complessiva è più alta nella biomassa presente in un MBR di quella di un sistema a fanghi attivi.

Witzig *et al.* (2002) hanno riscontrato che le popolazioni microbiche provenienti da un reattore a membrane comprendono meno cellule batteriche rilevabili mediante tecnica FISH rispetto ad un fango attivo convenzionale. Poiché tale rilevabilità è legata al contenuto cellulare di ribosomi e quindi ad uno stato fisiologico proprio della divisione cellulare, si è dedotto che le cellule non ri-

levabili mediante FISH partecipano ai processi degradativi solo per soddisfare le proprie richieste energetiche di mantenimento. Infatti, già nello studio di Low e Chase (1999) era emerso che nel caso di un MBR la crescita cellulare in condizioni di substrato limitato è contenuta perché l'energia ricavata viene utilizzata principalmente per il mantenimento delle funzioni vitali. Ghyyoot e Verstraete (1999) hanno indagato circa il ruolo della microfauna presente nei sistemi MBR sulla produzione di fango. Gli Autori hanno confrontato un sistema a fanghi attivi con un MBR, ambedue alimentati con il medesimo refluo sintetico e in scala da laboratorio. La resa cellulare del processo MBR è risultata essere minore del 20-30% indipendentemente dal valore di SRT. Gli Autori hanno attribuito tale fenomeno alla predazione da parte dei protozoi e metazoi dei batteri non fiocco-formatori che, nel caso di MBR, vengono trattenuti dalla membrana; questo spiegherebbe anche il coefficiente di crescita cellulare inferiore. Inoltre, gli Autori si sono occupati di un altro interessante aspetto: le proporzioni tra la microfauna e i batteri, che nel complesso costituiscono la componente vivente di un fango, mostrando concentrazioni più alte di Protozoi, in particolare di Flagellati e Ciliati liberi, in un MBR a membrane sommerse rispetto a un sistema a fanghi attivi in funzione alla stessa età del fango. Di opinione opposta Cicek *et al.* (1999) che sostengono di aver riscontrato un basso numero di Batteri filamentosi, Nematodi e Ciliati in bioreattori a membrana che operavano a un'età del fango di 30 giorni, rispetto a un sistema a fanghi attivi con un'età del fango di 20 d. Le ragioni di tale differenza possono essere ricondotte alle diverse condizioni operative quali il trasferimento di massa, il mescolamento e l'assenza di un chiarificatore.

L'attività sperimentale presso l'IRSA CNR

L'Istituto di Ricerca Sulle Acque è impegnato da diversi anni nello studio degli aspetti biologici dell'applicazione della tecnologia MBR al trattamento di reflui civili ed industriali. In particolare, l'obiettivo dell'attività di ricerca descritta in questo studio è stato quello di confrontare l'attività biologica della biomassa sviluppatasi in un bioreattore a membrane sommerse, in scala da laboratorio e in condizioni aerobiche, al variare dell'età del fango. Nel corso di sei differenti sperimentazioni il reattore ha trattato un refluo civile reale nelle medesime condizioni operative, ad eccezione dell'età del fango che è stata mantenuta rispettivamente pari a 10, 20, 40, 60, 80 e a 1200 giorni (ritenzione completa del fango). Gli effetti legati alla variazione di tale parametro di processo sull'attività della biomassa sono stati valutati mediante la tecnica respirometrica.

Il bioreattore a membrana sperimentale

Il bioreattore a membrana utilizzato (Figura 4), dal volume operativo di 6 litri, è dotato di un modulo di membrane a fibre cave sommerse della Zenon Environmental (mod. ZeeWeed) avente superficie filtrante pari a 0,047 m² e diametro dei pori compreso tra 0,3 e 0,03 µm (maggiori dettagli sono riportati in Pollice *et al.*, 2004).

Il bioreattore ha operato con un tempo di ritenzione idraulica pari a otto ore e un tasso di carico organico volumetrico 1,2 gCOD L⁻¹d⁻¹. Le singole sperimentazioni sono state avviate senza un inoculo di biomassa nel reattore perciò la biocenosi microbica che si è sviluppata ha avuto origine dai batteri apportati con il refluo immesso nel sistema. Nel corso di ogni sperimentazione sono stati monitorati diversi parametri: ossigeno disciolto, temperatura, pH e pressione transmembrana. Inoltre la performance complessiva del processo depurativo è stata valutata analizzando periodicamente il refluo influente e l'effluente prodotto al fine di monitorare l'abbattimento del contenuto di sostanza organica, dei composti dell'azoto e dei solidi sospesi (Metodi analitici APAT-IRSA, 2003). Durante le diverse sperimentazioni sono state monitorate anche le caratteristiche fisiche del fango biologico (viscosità, comprimibilità, sedimentabilità, resistenza specifica alla filtrazione, tempo di suzione capillare). Saltuariamente sono state svolte analisi microbiologiche per la determinazione della densità di *Escherichia coli* mediante la tecnica delle membrane filtranti così come previsto dal D.lgs. 152/06.

Respirometro chiuso a flusso intermittente

Per valutare l'attività della biomassa è stato utilizzato un respirometro chiuso a flusso intermittente (*"static gas - static liquid"*) dotato di una cella in cui si misura l'ossigeno consumato dalla biomassa (Spanjers *et al.*, 1998; Pollice *et al.*, 2004). Nel corso di ciascuna sperimentazione, i campioni di biomassa prelevati dal reattore sono stati sottoposti a numerose prove respirometriche per la determinazione della velocità specifica di consumo di ossigeno (SOUR, *Specific Oxygen Uptake Rate*) e della velocità di consumo volumetrico di ossigeno sia per i batteri chemiorganoeotrofi sia nitrificanti (ammonio-ossidanti e nitrito-ossidanti), per la stima della frazione attiva eterotrofa e della velocità di decadimento della biomassa nel sistema MBR.

Risultati e discussione

Indipendentemente dall'età del fango, l'impianto ha raggiunto in tempi brevi un'alta capacità biodegradativa, dimostrata da una rimozione della sostanza organica e dei composti dell'azoto di oltre il 95% già dopo pochi giorni di operatività. La rimozione dei solidi sospesi totali è stata completa, o comunque inferiore al limite di rilevanza del metodo. Dopo un periodo di transizione pari, in ordine, a 6, 8, 18, 19, 19 e 26 settimane alle diverse età del fango, il sistema ha raggiunto uno stato di equilibrio che ha poi mantenuto, come indicato dai valori della

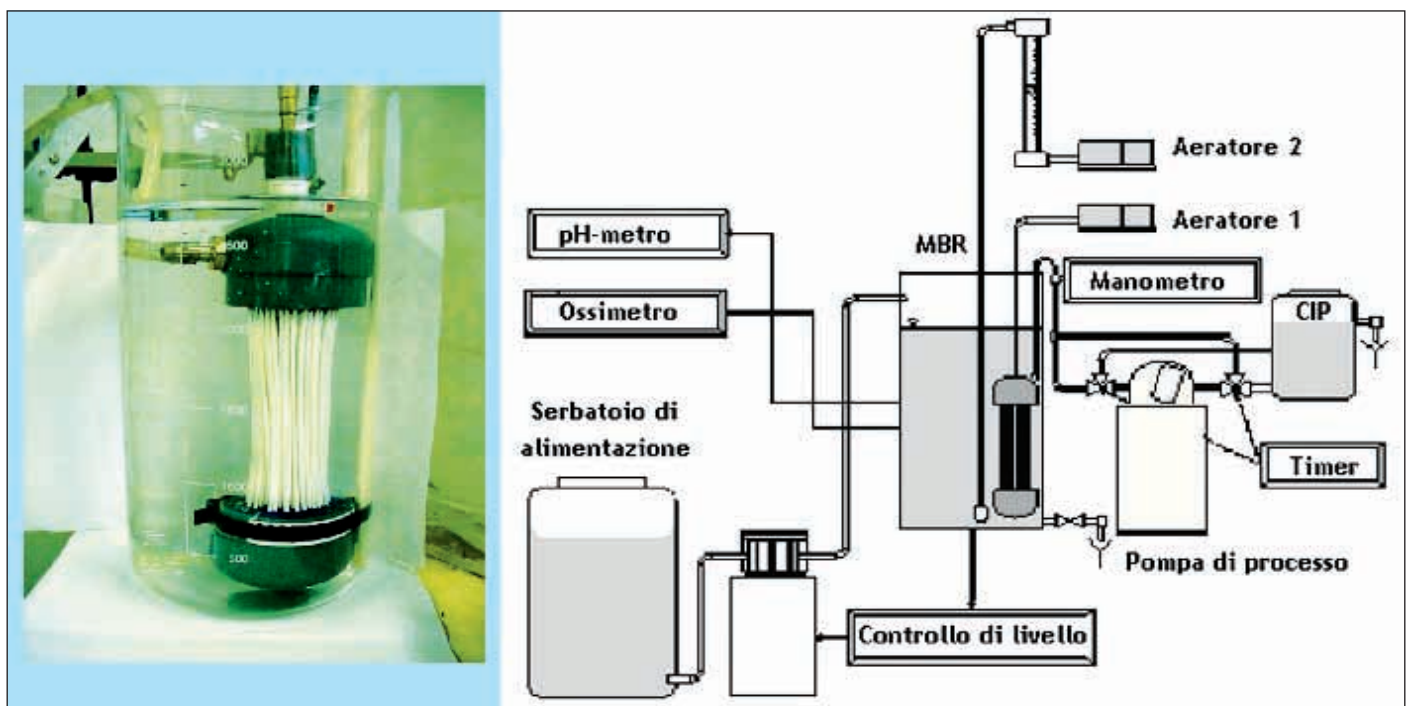


Fig. 4 - Sinistra: modulo di membrane a fibre cave sommerse della Zenon Environmental (mod. ZeeWeed); destra: schema del bioreattore a membrana sperimentale utilizzato.

concentrazione di Solidi Sospesi e dai parametri respirometrici.

Considerando i valori medi delle concentrazioni di Solidi Sospesi Volatili (*Volatile Suspended Solids*, VSS) indicativo della concentrazione di biomassa in un bioreattore, durante le diverse sperimentazioni si è rilevato un aumento da 1,9 a 17,3 g L⁻¹ all'aumentare dell'SRT.

Per ogni sperimentazione sono stati determinati e confrontati i valori medi dei parametri respirometrici. Il consumo medio volumetrico di ossigeno, che rappresenta nel complesso la capacità biodegradativa del sistema, si è conservato entro un ristretto intervallo di valori indipendentemente dalla SRT sia per quanto riguarda i batteri eterotrofi che per i nitrito-ossidanti, oltre che per la respirazione in condizioni endogene; solo i batteri ammonio-ossidanti hanno mostrato un andamento differente con un valore massimo in corrispondenza di SRT 60 giorni (Figura 5).

Le velocità specifiche di respirazione rispetto alla concentrazione dei VSS (*specific OUR* o *SOUR*, mgO₂ gVSS⁻¹ h⁻¹) sono riportate in Figura 6. I risultati mostrano un decremento dei valori di SOUR all'aumentare di SRT sia per la degradazione organica che per l'ossidazione dell'ammoniaca, sebbene l'efficienza depurativa del

processo sia rimasta invariata durante tutte le sperimentazioni. I valori più bassi corrispondono alle età del fango più alte: ciò è da imputare ai più alti valori di concentrazione dei VSS, dovuti alla tendenza del sistema ad accumulare materiale particellato non-biodegradabile prodotto in seguito al decadimento della biomassa oppure presente nel refluo reale.

I valori del coefficiente di decadimento endogeno della biomassa ha mostrato un lieve decremento all'aumento di SRT. Tale risultato è coerente con l'attività eterotrofa osservata che è risultata compresa in un limitato intervallo diversamente dalla concentrazione della biomassa. Come mostrato in Figura 7, le concentrazioni della biomassa attiva eterotrofa alla fase di equilibrio risultano comprese tra 0,98 e 1,66 g L⁻¹, valori che mostrano un lieve incremento in corrispondenza delle SRT da 10 a 1200 giorni.

Conclusioni

E' stata presentata una nuova e promettente tecnologia per il trattamento biologico delle acque reflue: i bioreattori a membrana (MBR). Gli aspetti biologici relativi alla

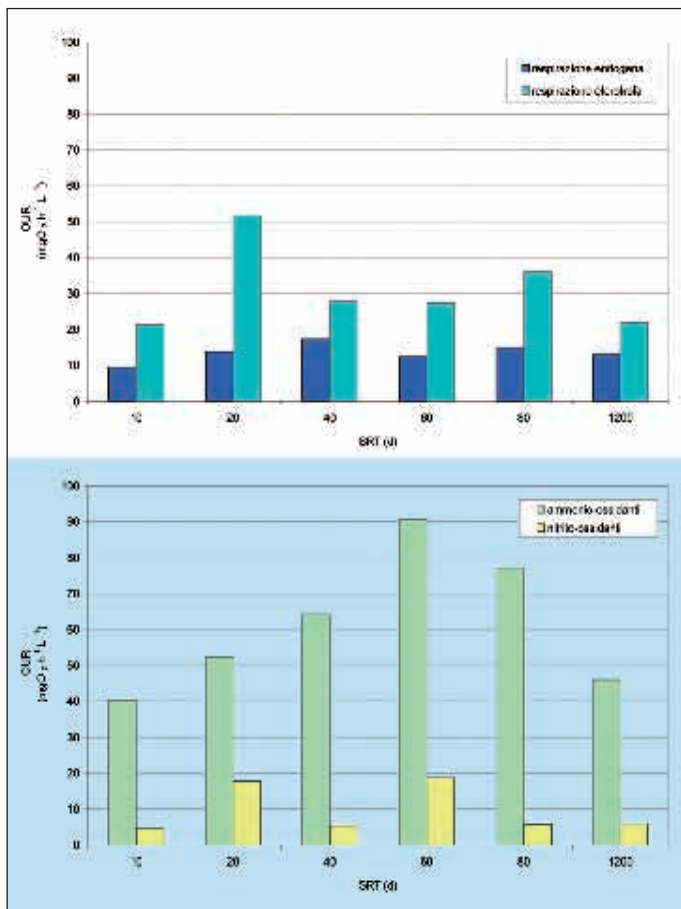


Fig. 5 - Velocità medie di consumo volumetrico di ossigeno e di respirazione endogena allo stato stazionario alle diverse età del fango.

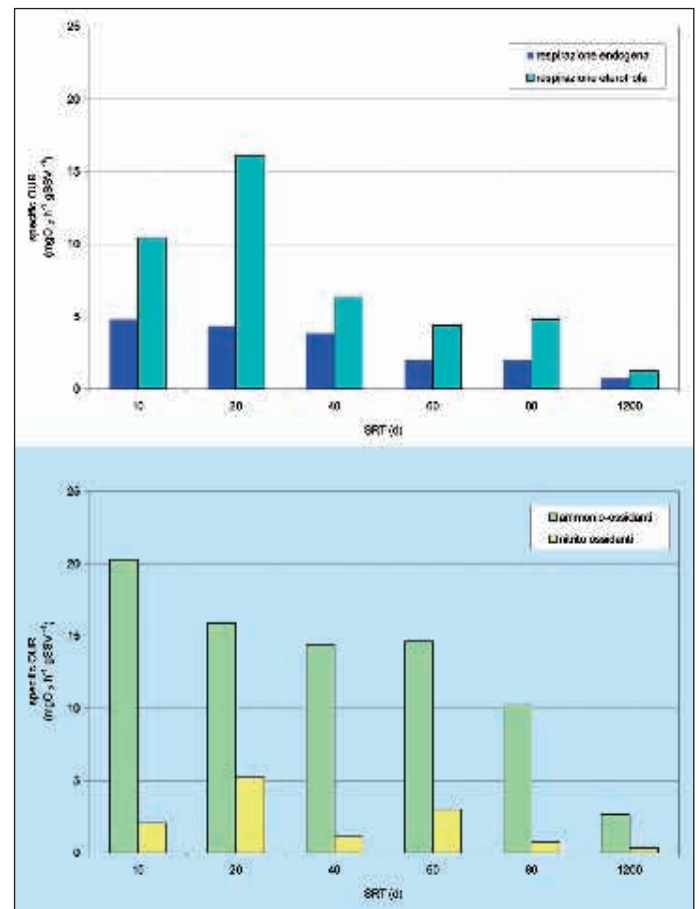


Fig. 6 - Velocità medie di respirazione specifica e di respirazione endogena allo stato stazionario alle diverse età del fango.

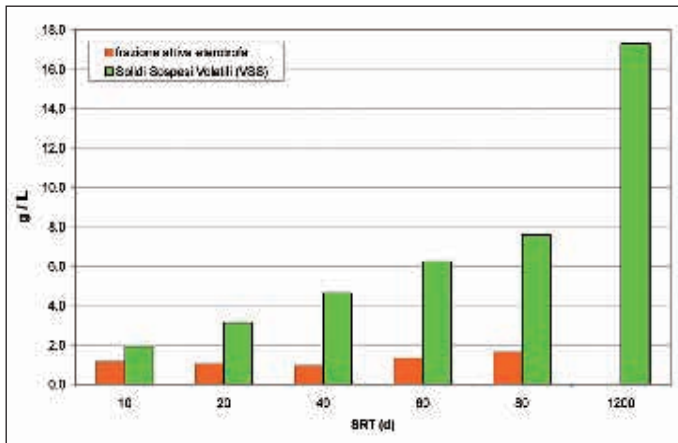


Fig. 7 - Concentrazioni medie di biomassa attiva eterotrofa e concentrazioni medie di Solidi Sospesi Volatili allo stato stazionario al variare dell'età del fango.

gestione di tali sistemi sono stati analizzati partendo dall'esame dei principali studi in letteratura. Quindi sono stati presentati i risultati di una campagna sperimentale della durata di più di 4 anni, finalizzata a valutare l'influenza dell'età del fango sulle prestazioni di un MBR da banco alimentato con refluo civile reale.

I risultati riportati hanno dimostrato che la comunità biologica presente in un bioreattore a membrana è adeguatamente flessibile alle variazioni di un parametro operativo quale l'età del fango. Nel complesso, l'attività dei gruppi microbici testati durante le sei sperimentazioni a diversa età del fango non è risultata influenzata da quest'ultimo parametro operativo così come dimostrato da un'alta qualità dell'effluente prodotto dal sistema per degradazione della sostanza organica, dei composti dell'azoto e dei solidi sospesi.

La tecnica respirometrica è risultata un valido strumento per il monitoraggio e il controllo del processo biologico ed ha permesso di definire, accanto ai risultati relativi all'alta efficienza di rimozione degli inquinanti, anche la concentrazione della biomassa attiva che è un parametro meglio rappresentativo della vitalità del sistema.

E' risultata evidente l'applicazione vantaggiosa di un impianto MBR per il trattamento dei reflui civili anche ad elevati tempi di residenza cellulare, grazie alla limitata produzione di fanghi di supero ottenuta mantenendo una frazione di biomassa attiva in un range tale da assicurare sempre una ottima efficienza dei processi degradativi.

Bibliografia

- 1) APAT-IRSA CNR (2003). Metodi Analitici per le acque- Volume Secondo.
- 2) Cicek, N., J.P. Franco, Suidan, M.T., Urbain, V., Manem, J., (1999). Characterization and comparison of a membrane bioreactor and a conventional activated-sludge system in the treatment of

- wastewatercontaining high-molecular-weight compounds. *Water Environ. Res.* 71:64-70.
- 3) Côté, P., Buisson, H., Pound, C., Arakaki, G., (1997). Immersed membrane activated sludge for reuse ofmunicipal wastewater. *Desalination*, 11: 189-196.
- 4) Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale".
- 5) Fantei, I., Strumia, F., Soprani, S. (1987). *Microbiologia e depurazione*. Edizione a cura della PRODECO s.p.a., 60-61.
- 6) Ghyoot, W., Verstraete, W. (1999). Reduced sludge production in a two-stage membrane-assisted bioreactor. *Water Res.*, Vol.34, No. 1: 205-215.
- 7) Lawrence, A.W., McCarty, P.L., (1970). Unified basis for biological treatment design and operation. *ASCE J. Sanitary Eng. Div.* 96, (SA3), 757.
- 8) Lesjean, B. e E. H. Huisjes (2007). Survey of European MBR market, trends and perspectives. IWA 4th International Membrane Technologies Conference, 15 - 17 May 2007, Harrogate, UK.
- 9) Low E. W. e Chase H. A. (1999). The effect of maintenance energy requirements on biomass production during wastewater treatment. *Water Res.*, Vol. 33, No.3: 847-853.
- 10) Luxmy, B.S., Nakajima, F., Yamamoto K., (2000). Analysis of bacterial community in membrane-separation bioreactors by fluorescent in situ hybridisation (FISH) and denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) techniques. *Water Scie. & Technol.*, Vol. 41, No. 10-11: 259-268.
- 11) Malpeli, F., Azzellino, A. (2000). Applicazioni dei processi biologici a membrana, in *Sviluppi nelle tecniche di depurazione delle acque reflue*, 52° Corso di Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Milano, 16-19 ottobre 2000, Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale e del Rilevamento – Sezione Ambientale, Politecnico di Milano.
- 12) Massè, A., Sperandio, M., Cabassud, C. (2006). Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. *Wat. Res.* Volume: 40, No. 12, pp. 2405-2415.
- 13) Pollice A., Laera G., Blonda M. (2004). Biomass growth and activity in a membrane bioreactor with complete sludge retention. *Water Research*, 38 (7), 1799-1808.
- 14) Shannon, C.E., Weaver, W.(1963). *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana (USA).
- 15) Spanjers, H., Vanrolleghem, P.A., Olsson, G., Dold, P.L. (1998). *Respirometry in control of the activated sludge process: principles*. IAWQ Scientific and Technical Report n.7. IAWQ Publishing, London, UK.
- 16) Stephenson T., Brindle K., Jefferson B., Judd S. (2000). *Membrane bioreactors for wastewater treatment*. London, UK: IWA Publishing.
- 17) Urbain,V., Mobarry, B., de Silva, V., Stahl, D.A., Rittmann, B.E., Manem, J. (1998). Integration of performance, molecular biology and modeling to describe the activated sludge process; *Wat. Sci Technol*; 37:223-229.
- 18) Visvanathan C., Ben Aim R., Parameshwaran K. *Membrane separation bioreactors for wastewater treatment*. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2000; 30:1-48.
- 19) Witzig, R., Manz, W., Rosenberger, S., Krüger, U., Kraume, M., Szewzyk, U. (2002). Microbiological aspects of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater. *Wat. Resear*, 36:394-402.
- 20) Yang, W., Cicek, N., Ilg, J. (2006). State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. *Journal of Membrane Science*, 270: 201-211.