



SCUOLA DI MEDICINA OMEOPATICA DI VERONA

Tesi

“Phosphorus nelle acque reflue”

dott. **Giovanna Baldovin**

Relatore

dott. Gennaro Muscari Tomaioli

Anno Accademico 2003-2004

INTRODUZIONE

Scopo del presente lavoro è valutare l'efficacia del rimedio omeopatico Phosphorus nella depurazione delle acque reflue.

Il processo di depurazione delle acque a fanghi attivi si impone come il metodo biologico di gran lunga più utilizzato in tutto il mondo. Nonostante la ricerca scientifica applicata abbia fornito molte chiavi di lettura e proposto numerosi sistemi e metri di misura sull'efficienza e sul controllo del processo a fanghi attivi, dobbiamo ricordare che si opera in un campo di sistemi a bassa affidabilità in quanto la qualità e quantità del liquame influente (INPUT del sistema) sono continuamente variabili e poco prevedibili.

Il **fango** è un miscuglio con una concentrazione più o meno elevata di sostanze organiche ed inorganiche in acqua, che viene raccolto nei processi depurativi, particolarmente nei processi di sedimentazione.

La denominazione "**Processo a fanghi attivi**" deriva dal fatto che nella fase liquida si sviluppa una massa "attiva" (cioè viva e dotata di particolari capacità di trattenimento degli inquinanti) costituita di "fiocchi" di "fango". Trattasi di un'agglomerazione di microrganismi eterogenei tenuti assieme dalla bioflocculazione causata da biopolimeri extracellulari (monosaccardi e disaccaridi) prodotti da certi batteri, che formano dei "ponti" fra i batteri stessi, comportandosi come una specie di "colla". I fiocchi presenti nelle vasche di aerazione hanno dimensioni varie comprese tra 0.1 e 10 mm, mediamente 0.5 - 1mm.

Il processo di depurazione comporta la produzione di fanghi che richiedono un trattamento e smaltimento finale. Gli impianti di depurazione, oltre alla linea trattamento liquami, devono avere una linea di trattamento fanghi dove viene avviato il fango "supero" o fango in eccesso.

Il "**Fango di supero**" è definito come quella quantità che occorre periodicamente o in continuità allontanare per evitare che le concentrazioni di solidi sospesi presenti superino i valori accettabili per il corretto funzionamento dell'impianto. Le caratteristiche chimico-fisiche dei fanghi di supero e le relative quantità sono molto variabili da caso a caso, specialmente se le acque di rifiuto civile sono mescolate anche a rifiuti industriali. Sono inoltre difficilmente prevedibili a priori (a meno di non procedere prima della costruzione dell'impianto di depurazione a prove con impianto pilota) per cui è molto problematico il dimensionamento di certe fasi di trattamento.

1. LA DEPURAZIONE DELLE ACQUE CON FANGHI ATTIVI

1.1 Fasi di depurazione e di trattamento dei fanghi civili

La descrizione sommaria dell'impianto di depurazione che segue fa riferimento specifico alle acque provenienti da centri civili, ma può in generale essere estesa anche agli scarichi di origine industriale. Le fasi di depurazione degli scarichi civili sono facilmente riassumibili: anzitutto i liquami grezzi sono preventivamente assoggettati ai trattamenti preliminari di grigliatura per la separazione dei materiali grossolani trasportati e sospesi con eventuale triturazione; segue la desabbatura con rimozione della sabbia trasportata; infine la disoleatura eseguita, in alcuni casi, insufflando aria che trascina in superficie le particelle dei grassi, fatte poi defluire attraverso canalette di raccolta poste a pelo d'acqua. A queste tre prime fasi può seguire quella di sedimentazione primaria, ove si deposita la gran parte dei solidi sedimentabili detti fanghi primari, e quella di sedimentazione secondaria nonché l'ossidazione biologica intermedia ai due processi di sedimentazione. Con la sedimentazione primaria si completa il "trattamento primario" dei liquami, con i trattamenti successivi inizia la fase di "trattamento biologico" dei liquami.

Il trattamento biologico dei fanghi può essere suddiviso in due parti:

- quella preliminare, di ispessimento e stabilizzazione, atta a consentire una corretta ed igienica manipolazione ed economico smaltimento;
- quella finale di smaltimento dei fanghi di risulta, sia in stato liquido che in stato solido, dopo una preventiva disidratazione ed essicamento.

- Fanghi primari

Il refluo derivante dall'operazione di sedimentazione primaria, privo della maggior parte delle sostanze sedimentabili ma carico ancora di composti organici, inorganici ed un'ampia selezione di microrganismi del tipo aerobio e facoltativo, viene, nella configurazione più semplificata, inviato alla fase ossidativa, ove avvengono trattamenti di aerazione intensa artificiale per durate che, negli impianti di concezione tradizionale, vanno mediamente da 1,5 a 6 h, a seconda del tipo di liquame e dei criteri di dimensionamento. I fanghi primari presentano caratteristiche di ispessibilità e disidratabilità largamente superiori a quelle dei fanghi provenienti dalla sedimentazione secondaria.

- Fanghi secondari

Nella vasca di ossidazione biologica delle vasche di aerazione si instaurano complessi processi fisici, chimici e soprattutto biologici: si sviluppa innanzitutto una "ossidazione chimica" di composti riducenti quali idrogeno solforato, solfuri, solfiti, aldeidi, mercaptani, etc. La sostanza organica viene demolita in gran parte a CO₂ e H₂O ad opera di microrganismi di tipo aerobio.

Durante i processi di catabolismo e di anabolismo i microrganismi ricavano rispettivamente l'energia necessaria al loro sviluppo e i materiali per la crescita. Dalla conseguente crescita di nuove cellule biologiche si origina la corrente di fanghi attivi, che deve essere estratta dal reattore con velocità pari a quella di formazione in modo tale da mantenere il sistema in uno stato pseudo-stazionario. Man mano che il substrato organico diminuisce conseguentemente alla crescita batterica, le colonie di microrganismi passano dalla forma dispersa fino ad acquisire caratteristiche fisiche di aggregati di dimensioni consistenti (fiocchi) che sedimentano facilmente.

I fanghi biologici (fanghi secondari) sono costituiti per la parte organica essenzialmente da proteine (fino al 40% dei solidi) e in quantità minore da grassi e cellulosa. Contengono attorno al 4% di azoto e al 2% di fosforo.

In difetto di sostanza organica i microrganismi danno luogo ad un processo di auto-ossidazione, detto di respirazione endogena, per cui i fanghi risultano meno aggregati ma più stabilizzati. L'accumulo di fango in condizioni anaerobiche può sviluppare biogas (miscela di CH₄ e CO₂ in cui la percentuale di metano è del 60-65%) che riporta il fango in superficie.

- Trattamento Fanghi

Le operazioni di ispessimento e disidratazione sopraccitate hanno la funzione di ridurre il volume del fango estraendo l'acqua contenuta e aumentando la concentrazione in solidi. La stabilizzazione può invece avvenire per digestione aerobia in assenza di substrato organico o per digestione anaerobia in grandi reattori chiusi con produzione di fango stabilizzato e di biogas. La stabilizzazione chimica può

avvenire invece per aggiunta di calce in modo da arrestare la degradazione biologica della sostanza organica.

1.2 Processi biologici

I processi biologici si distinguono in aerobici e anaerobici a seconda se la crescita dei microrganismi avviene in presenza o meno di ossigeno libero disciolto.

- Processi aerobici

Sono processi di trasformazione delle sostanze organiche operati da microrganismi nel mezzo liquido, in presenza di ossigeno libero disciolto. Intervengono microrganismi precostituiti strettamente aerobi o facoltativi nelle vasche di aerazione o di produzione in concentrazioni elevatissime, ed associati in "colonie" a costituire "fiocchi di fango", cioè piccole masse gelatinose che, con effetto meccanico, agglomerano i solidi sedimentabili sfuggiti ai precedenti trattamenti e bloccano i solidi colloidali non sedimentabili per effetto di fenomeni fisici di adsorbimento. Si parla anche di "decomposizione aerobica", "trasformazione ossidativa" o semplicemente "ossidazione", intendendosi per via biologica.

L'ossidazione biologica in condizioni aerobiche viene anche definita "respirazione". I processi aerobici sono caratterizzati da una velocità maggiore di quelli anaerobici/anossici, anche di 3-5 volte a parità di condizioni, e dall'assenza di formazione di composti odorifici.

I processi di assimilazione e di degradazione della sostanza organica possono essere tanto più spinti quanto più lunghi sono i tempi di aerazione (stress ossidativo). Durante i tempi successivi più lunghi in cui il liquame soggiorna nelle vasche di aerazione, i microrganismi utilizzano per il loro sviluppo parte delle sostanze organiche solubili presenti nei liquami, trasformandole in sostanze della flora batterica e rendendole così sedimentabili e, contemporaneamente, procedono all'elaborazione dei solidi sedimentabili e colloidali inglobati nella massa fioccosa, previa solubilizzazione con particolari enzimi extracellulari. Ne risulta un netto incremento del numero di microrganismi.

Quando il liquame va alla successiva fase di sedimentazione secondaria, i microrganismi si depositano sul fondo delle vasche di sedimentazione mentre il depurato sfiora dai canali di raccolta. Un fondamentale risultato del trattamento secondario biologico è quello di rendere sedimentabili sostanze organiche prima disciolte e colloidali che, altrimenti, non potrebbero essere bloccate ed allontanate dalla fase liquida.

Si indica con **B.O.D.** (dalle iniziali dell'espressione inglese Biochemical Oxygen Demand) la quantità di ossigeno richiesta dai microrganismi aerobi per potere procedere alla assimilazione e alla degradazione delle sostanze organiche presenti nei liquami, costituenti il "cibo" dei microrganismi. La richiesta

biochimica di ossigeno è tanto più elevata quanto maggiore è la concentrazione di sostanze organiche presenti nei liquami e quanto maggiore è la velocità con cui sono degradate dai microrganismi. La misura del B.O.D. costituisce perciò il principale dato numerico atto ad individuare la "forza dei liquami".

- Processi anaerobici

Si sviluppano in assenza di ossigeno libero disciolto, a mezzo di specifici microrganismi anaerobi e facoltativi. La respirazione dei microrganismi avviene utilizzando l'ossigeno legato alle molecole dei composti organici ed inorganici presenti nel mezzo liquido, che pertanto vengono attaccate e degradate. Quando il processo biologico avviene in mezzo alcalino si parla di "digestione"; in ambiente acido si parla di "putrefazione", perchè determina la formazione di composti odoriferi particolarmente fastidiosi.(2-3)

2. LA PRESENZA DI FOSFORO NELLE ACQUE REFLUE

Sono definite "**nutrienti**" le sostanze necessarie ai microrganismi per la costruzione del loro protoplasma; tutti i microrganismi esigono per il loro sviluppo elementi fondamentali quali Carbonio, Azoto, Fosforo, Zolfo ed inoltre tracce di altri elementi Ca, K, Zn, Fe, Mn, Mg, Cu e Co.

In questo lavoro ci occuperemo in particolare dei nutrienti Azoto e Fosforo perchè legati sia nel processo di eutrofizzazione che di rimozione biologica, come avremo modo di vedere più avanti.

L'azoto si trova nei liquami sotto forma di ammoniaca, azoto organico, nitriti e nitrati. Indicativamente il 60% dell'azoto è rappresentato dalla ammoniaca, il 35% da azoto organico e il 5% da nitriti e nitrati. Si tratta però di percentuali fortemente variabili.

I microrganismi si nutrono dell'azoto direttamente sotto forma di ammoniaca, ma possono utilizzare anche nitriti e nitrati e talora anche azoto gas.

Il fosforo si trova nei liquami sotto forma di ortofosfati (in percentuale del 40-50%), fosforo inorganico (10-30%) e di fosforo condensato o polifosfati (ad esempio pirofosfato e tripolifosfato, in percentuali del 40-60%).

Il fosforo viene assimilato essenzialmente sotto forma di ortofosfati; anche i pirofosfati possono servire come nutrimento in quanto, in soluzione acquosa, tendono ad idrolizzarsi e trasformarsi in ortofosfati.

Normalmente per uno sviluppo equilibrato dei microrganismi si richiedono rapporti di B.O.D./Azoto/Fosforo corrispondenti mediamente a 100/5/1.

2.1 Fonti di fosforo nelle acque di scarico

Il fosforo presente nelle acque di scarico proviene da tre fonti principali: scarichi domestici (metabolismo umano e detersivi), scarichi industriali e scarichi di allevamenti stabulari di aziende zootecniche. A tali fonti si possono aggiungere gli apporti derivanti dal dilavamento delle aree urbanizzate. Le deiezioni umane e animali nonché gli apporti di numerose industrie comportano concentrazioni di fosforo comprese tra 5 e 12 mg/l. Valori più bassi si riscontrano in località con elevate dotazioni idriche o dove vi sono abbondanti estranei nella rete fognaria (ad es. acque di raffreddamento e infiltrazioni della falda).

Gli apporti individuali tendono continuamente ad aumentare anche per il fatto che il fosforo è uno dei componenti principali dei detersivi sintetici, non trascurando inoltre l'uso di polifosfati quali inibitori della corrosione e delle incrostazioni negli impianti domestici di distribuzione dell'acqua, ove vengono utilizzati in concentrazioni dell'ordine dei 3-5 mg/l. C'è da dire però che i fosfati contenuti nei detersivi rappresentano comunque una percentuale minima della quantità totale di fosforo presente nelle acque di superficie europee, il resto proviene dai fertilizzanti, escrementi umani e animali, etc.. I detersivi assorbono solo il 3% circa del fabbisogno mondiale di fosfati per uso industriale.(1)

In Italia, la legge n. 62 del 1982 ha vietato la produzione di detersivi con contenuto di fosforo superiore al 5% . Tale percentuale è stata successivamente ridotta con diversi disposti legislativi. Il D.M. 13 settembre 1988, n. 413 riduce il valore massimo di fosforo ammissibile nei detersivi sul mercato all'1% dal 1 gennaio 1989. L'ultima Legge che regolamenta gli standars in termine di nutrienti e contaminanti per le acque di scarico e dei fiumi è il D.M. Ronchi - Costa del 30 Luglio 1999.

Recentemente sono stati sollevati dubbi sull'efficacia di tali misure restrittive e allo stato attuale non si sono ancora individuati dei sostituti chimici che assommino i vantaggi del tripolifosfato di sodio (STP) comunemente utilizzato nei detersivi, alla assenza di tossicità tipica di questo composto.

2.2 L'eutrofizzazione: un problema di azoto e fosforo

Un noto problema legato alla presenza di azoto e fosforo nell'effluente degli impianti di depurazione è costituito dall'eutrofizzazione del corpo di acqua recettore. Per eutrofizzazione si intende letteralmente un eccessivo apporto di nutrimento nei corpi idrici rispetto al livello normale di un ecosistema stabile.

Il fenomeno interessa soprattutto i laghi e le acque marine costiere (in corrispondenza dello sbocco di fiumi o della presenza concentrata di insediamenti urbani) ed in genere tutti i corpi idrici "a debole ricambio" soggetti a massicci versamenti di sostanze nutritive.

Nei corpi idrici di acqua dolce e nel mare un aumento dell'apporto di azoto e, soprattutto, di fosforo provoca un'abnorme proliferazione della vegetazione sommersa (fioritura algale). La crescita algale è un fenomeno estremamente complesso che può danneggiare l'ambiente acquatico locale ma che è tuttavia strettamente localizzato, temporaneo, normalmente reversibile e collegato ai problemi della qualità delle acque in generale. E' causato dalla combinazione di un vasto numero di complessi parametri - di cui solo uno è il fosfato - tra cui vanno citati: i livelli di nitrati, i micronutrienti, la temperatura, i movimenti delle acque, la luce, i livelli degli agenti inquinanti, i rapporti tra altre piante acquatiche e gli animali. Il materiale vegetale sommerso viene decomposto biologicamente, il che comporta un forte consumo di ossigeno. L'impoverimento di ossigeno, oltre a favorire processi putrefattivi, compromette più o meno gravemente la vita degli organismi acquatici, alterando profondamente gli ecosistemi. Ciò rende necessaria la rimozione del fosforo e dell'azoto in eccesso dall'effluente degli impianti di depurazione.(1)

2.3 La rimozione biologica dei nutrienti dalle acque di scarico

La rimozione dell'azoto e del fosforo dalle acque di scarico viene usualmente condotta impiegando due processi: uno misto chimico-biologico o uno esclusivamente biologico.

Le due soluzioni si differenziano per modalità di rimozione del fosforo, per le caratteristiche qualitative che si vogliono ottenere negli effluenti e per i diversi aspetti gestionali nella conduzione del processo.

Per quanto riguarda l'azoto le tecnologie di abbattimento per via biologica sono largamente applicate e si conoscono perciò molto bene quali possono essere i problemi connessi al loro impiego, compresi quelli di natura gestionale.

La rimozione biologica del fosforo, che avviene durante la formazione di nuove cellule batteriche successivamente allontanate come fango di supero, è di più recente applicazione, specialmente in Italia e può presentare alcune difficoltà nella gestione del processo, soprattutto per le continue variazioni delle caratteristiche dello scarico affluente.

- La rimozione biologica dell'azoto

La rimozione dell'azoto dalle acque di scarico avviene ad opera di batteri nitrificanti, che provvedono all'ossidazione a nitrati dell'azoto ammoniacale e dell'azoto organico previa ammonificazione, e alla riduzione ad azoto gassoso dei nitrati prodotti in assenza di ossigeno disciolto. Le specie coinvolte nel

primo processo sono aerobiche e vengono identificate come "nitrificanti o autotrofe" mentre quelle coinvolte nel secondo processo sono "eterotrofe".

La nitrificazione prevede il passaggio da NH_4^+ a NO_3^- . I nitrati prodotti vengono eliminati ad opera di flore batteriche che operano in condizioni anossiche, ovvero in assenza di ossigeno disciolto. Le necessità metaboliche vengono soddisfatte utilizzando l'ossigeno legato all'azoto dei nitriti e nitrati, liberando azoto molecolare N_2 .

Si passa poi alla fase anaerobica nella quale avviene la rimozione biologica del fosforo.

- La rimozione biologica del fosforo

In un impianto a fanghi attivi convenzionale, che non sia stato progettato o gestito per ottenere la rimozione biologica del fosforo, i batteri utilizzano solo i fosfati necessari per le loro esigenze metaboliche così solo una piccola parte del fosforo alimentato verrà normalmente rimosso. Per esempio, nel caso di un liquame grezzo contenente 10 mg/l di fosforo totale si otterrà un effluente finale con 7-8 mg/l di fosforo totale. Il fango di supero prodotto da questo impianto conterrà piccole quantità di fosfati, tipicamente pari al 2% in peso secco.

Negli impianti progettati per la rimozione biologica del fosforo viene favorito l'instaurarsi di un ambiente idoneo per la proliferazione dei batteri capaci di accumulare fosforo in eccesso rispetto alle normali esigenze metaboliche: sono microrganismi in grado di accumulare ed immagazzinare all'interno delle loro cellule elevate quantità di fosfati, sotto forma di prodotti di accumulo relativamente insolubili. Sulla base dell'esempio precedente con questo tipo di processo si può ottenere un effluente finale contenente meno di 1 mg/l di fosforo totale, mentre il fango di supero presenterà un alto contenuto in fosforo, tipicamente dell'ordine del 4-5%. Il fango attivo che si viene a formare in un impianto a rimozione biologica del fosforo ben funzionante avrà le seguenti caratteristiche: 1) capacità di rilasciare fosfati e 2) conseguente capacità di assunzione del fosforo.

- Capacità di rilasciare fosfati

In condizioni anaerobiche, cioè in assenza di ossigeno e nitrati, un fango attivo che ha accumulato un eccesso di fosforo tenderà a rilasciare fosfati nel liquido circostante (il rilascio avviene ad opera di batteri accumulanti il fosforo) in concomitanza all'accumulo di polioidrossialcanoati. La velocità del rilascio dipenderà dal livello di attività del fango e dal fattore "forza del liquame". Per esempio, un'elevata concentrazione di COD alimentata, soprattutto se rappresentata da una larga frazione di COD facilmente biodegradabile, determinerà un rapido rilascio mentre se il liquame è debole, il tempo

necessario per ottenere un buon livello di rilascio sarà molto più lungo. Per COD si intende la quantità di ossigeno richiesta in un processo di ossidazione chimica. Generalmente dopo alcune settimane di anaerobiosi la maggior parte del fosforo accumulata è stata rilasciata, mentre in impianto il breve periodo di ritenzione nella zona anaerobica consente il rilascio del 10-20% del fosforo totale contenuto nel fango.

In questa zona anaerobia i batteri presenti nel fango attivo vengono stressati o "condizionati" fino ad un livello tale da garantire l'assunzione di eccessi di fosforo nella fase aerobica successiva. Il livello di rilascio di fosfati in zona anaerobica è perciò una misura del grado di stress da anaerobiosi: maggiore è il rilascio, maggiore è lo stress subito.

Quando necessario, il rilascio anaerobico può essere evitato mantenendo il fango in condizioni aerobiche o anossiche, mentre può essere stimolato dalla presenza di COD facilmente biodegradabile.

In pratica, il livello di nitrati che può essere tollerato in zona anaerobica dipende dalla forza del liquame alimentato e, più in particolare, dalla concentrazione di COD facilmente biodegradabile. La fase di rilascio deve sempre avvenire perchè un impianto con queste finalità funzioni, in quanto la mancanza del rilascio dei fosfati nella zona anaerobica determina il fallimento del processo di rimozione biologica del fosforo. Nella maggior parte degli impianti ciò si manifesta generalmente attraverso l'aumento della concentrazione di fosfati in uscita rilevabile uno o due giorni dopo il blocco del rilascio (esiste infatti un tempo di ritardo fra perdita del rilascio e fallimento del processo).

Un fango ricco in fosfati può effettuare il rilascio in fase solubile anche in condizioni aerobiche. Si tratta di un processo molto più lento rispetto al precedente e si basa su un diverso meccanismo biochimico: la lisi cellulare. Si verifica quando il fango viene mantenuto in assenza di substrato e in presenza di concentrazioni di ossigeno disciolto relativamente alte, cioè in condizioni endogene.

Sebbene il rilascio anaerobico sia il prerequisito fondamentale per ottenere la rimozione biologica del fosforo, il rilascio stesso può, in alcune circostanze, creare dei problemi. Per esempio, un eccessivo rilascio in zona anaerobica può determinare un livello di assunzione di fosfati nella successiva zona aerobica inadeguato rispetto al rendimento desiderato.

- Capacità di assunzione di fosforo

In condizioni aerobiche il fango attivo deve essere in grado di rimuovere i fosfati presenti in fase liquida e di accumularli in quantità in eccesso rispetto alle normali esigenze metaboliche. Questo fenomeno si verificherà solo se il fango è stato precedentemente sottoposto a condizioni anaerobiche: la biomassa batterica è cioè in grado di assimilare fosforo in eccesso solo se ha rilasciato i fosfati

precedentemente accumulati nella cellula. Un fango ben condizionato (cioè che ha effettuato un buon rilascio), durante la fase di aerazione accumulerà fosfati in modo abbastanza rapido, spesso lasciandone in soluzione solo presenze in traccia. Non osservare questo tipo di fenomeno significa che il fango non ha compiuto un buon rilascio anaerobico o che il livello di aerazione non è sufficiente. Più in particolare, fanghi che hanno rilasciato elevate quantità di fosfati possono necessitare di lunghi periodi di aerazione per assumere fosfati in spinto (2-3).

3. IPOTESI DI LAVORO

Una volta a conoscenza che i fanghi attivi contribuiscono in maniera importante all'abbattimento dei livelli di contaminanti quali fosforo e azoto e sapendo che la parte più attiva di questi fanghi è costituita da batteri, è stato ipotizzato che il trattamento di questi fanghi con Phosphorus rimedio omeopatico potrebbe aumentare in qualche modo la loro efficacia, e pertanto contribuire ad una diminuzione della concentrazione dei fosfati nell'acqua effluente dai depuratori. Scopo del presente lavoro sarà quello di verificare tale ipotesi ed in particolare di convalidare l'effetto di Phosphorus sul metabolismo del fosforo nei batteri, per un eventuale utilizzo del metodo in questione per la eliminazione del fosforo dall'effluente durante il processo di depurazione delle acque.

L'idea prende spunto da una pubblicazione sulla rivista "Allgemeine Homeopathische Zeitung" del 1995, del Dr. Von Schadlich intitolata: "Modificazioni microbiologiche, chimiche e fisiche delle acque di scarico attraverso l'aggiunta di rimedi omeopatici potenziati".(4)

- Sperimentazione di Schadlich

L'obiettivo di Schadlich è stato quello di ottenere una reazione della biomassa nel fango attivo con l'aggiunta di farmaci in diluizione omeopatica. Per la sperimentazione sono state utilizzate vasche con capacità di 60 l ciascuna, che contenevano per il 50% fango attivo proveniente dal depuratore di Wurzburg e per il restante 50% acqua effluente proveniente dallo stesso depuratore. Lo sperimentatore ha verificato l'effetto del trattamento su questi campioni con l'aggiunta di diverse diluizioni di Fosforo Omeopatico.

Per le sue prove Schadlich ha fatto allestire due linee di sperimentazione:

Linea 1: prevede l'utilizzo di sei vasche:

Vasca 1	Fase nulla, nessuna aggiunta
Vasca 2	Phos. D3

Vasca 3	Phos. D6
Vasca 4	Etanolo al 99%
Vasca 5	Etanolo al 90%
Vasca 6	Acqua potabile

Linea 2: prevede l'utilizzo di cinque vasche:

Vasca 1	Phos. D1000
Vasca 2	Phos. D 200
Vasca 3	Phos. D 30
Vasca 4	Phos. D 12
Vasca 5	Etanolo al 51%

In entrambe le linee sperimentali sono state aggiunte ogni giorno per cinque giorni 20 ml di soluzione. Il rifornimento di ossigeno per i microrganismi all'interno delle vasche è stato realizzato con aria compressa. Le analisi sono state condotte giornalmente per nove giorni, misurando i contenuti di ortofosfato, fosfato totale, ammonio, nitrito, nitrato, N, CSB (Carbonio Organico Disciolto), valore di pH e Ossigeno. Ogni giorno si controllava anche il fango attivo a mezzo microfotografia. Le analisi chimiche sono state realizzate a mezzo fotometria con il test di Kuvella. All'inizio e alla fine è stato determinato l'indice dei fanghi.

Mentre la linea di sperimentazione 1 diede risultati poco incoraggianti, nella linea 2 si ottenne una riduzione significativa del contenuto di fosfato.

La concentrazione finale di fosfati nella fase nulla è stata di 4.85 mg/l, contro la concentrazione minima di 0.154 mg/l ottenuta con il fosforo D30. Questo risultato è molto incoraggiante se consideriamo che il limite accettato dalla legislazione tedesca in materia è di 1,0 mg/l di fosfati nelle acque di scarico.

I risultati della sperimentazioni indicano una differenza netta nelle concentrazioni finali di fosfati tra le vasche in cui è stato aggiunto il fosforo omeopatico rispetto alla fase nulla in cui non è stata effettuata alcuna aggiunta.(4)

4. PIANO SPERIMENTALE

Per la nostra sperimentazione abbiamo deciso di utilizzare il "reattore" di Marghera-Fusina. Si tratta di un reattore a scala pilota del volume di 1400 l circa, che ha un ciclo di completa sostituzione del fango in circa 30 giorni. In questo periodo, ogni quattro ore, viene sostituito il liquido che entra (carico di

fosforo) e il fango viene sottoposto a tre fasi: anossica-anaerobica-ossigenata. Poi il liquido depurato viene separato dal fango biologico e se ne immette dell'altro. Con questo stress biologico i batteri sono portati prima ad espellere il fosforo e poi a ricaptarlo. Dopo 30 giorni raggiungono una stabilizzazione. Quindi all'interno di un ciclo completo si definiscono molti cicli di "stress" in cui si verificano cambiamenti metabolici ben definiti nel ciclo del fosforo. In considerazione di quanto spiegato sopra, se si vuol testare il Phos in una prima serie di prove conviene farlo in un sottociclo breve di quattro ore e non sul lungo periodo, altrimenti bisognerebbe continuare ad aggiungere il Fosforo Omeopatico ogni 4 ore per 30 giorni. In un ciclo breve non si vede l'effetto sul comportamento dei batteri nel fango che arriva alla stabilizzazione (non si vede un eventuale effetto trasformante della biomassa a lungo termine) ma si può vedere un eventuale effetto sul metabolismo del fosforo dei batteri presi ad un certo stadio di maturazione.

Ovviamente, in caso di risultati positivi nelle prove preliminari, si procederebbe a studi di maggiore impegno e per lungo periodo.

La nostra sperimentazione è stata condotta utilizzando rimedi della CEMON-UNDA, che ha partecipato alla realizzazione di questa ricerca.

Sono state testate due diluizioni di Phosphorus: Phos 30 CH e Phos 200 CH, entrambe previa dinamizzazione in 500 ml di acqua, con proporzioni che ricalcano la procedura seguita da Schadlich.

La soluzione così ottenuta è stata posta nel reattore. In seguito si è proceduto al campionamento con prelievi effettuati ogni trenta minuti, per un periodo della durata di quattro ore. Si è così ottenuto per ciascuna diluizione una sequenza di nove campioni, il primo dei quali relativo all'avviamento della prova. I campioni ottenuti sono stati successivamente filtrati e conservati alla temperatura di 4°C, per essere successivamente analizzati mediante impiego dell'HPLC.

La sperimentazione ha previsto anche due fasi di controllo rappresentate da campionamenti del liquido del reattore cui non era stata aggiunta alcuna sostanza, per verificare l'andamento del ciclo del reattore, e da campionamenti del liquido del reattore in cui era stata introdotta, anch'essa previa dinamizzazione in 500 ml di acqua, una soluzione di controllo costituita da etanolo al 51%, solvente del rimedio omeopatico, per verificarne l'influenza sul ciclo.

La sperimentazione si è sviluppata nelle seguenti tappe:

1. prova senza medicinale al giorno 1;
2. prova con solo solvente di controllo etanolo 51% al giorno 3;
3. prova con medicinale, Phos 30CH al giorno 5.

A distanza di sette giorni la sperimentazione è stata ripetuta invertendo la sequenza etanolo 51%, Phos 30 CH:

1. prova senza medicinale al giorno 1;
2. prova con Phos 30CH al giorno 3;
3. prova con solo solvente di controllo etanolo 51%.

Verificato che la presenza dell'etanolo 51% non incide sull'andamento del ciclo del reattore, si è proceduto testando in doppio Phos 200 nella sequenza di analisi:

1. prova senza medicinale al giorno 1;
2. prova con Phos 200CH al giorno 3;

5. RISULTATI E DISCUSSIONE

Il ciclo del reattore, in condizioni basali, ovvero senza aggiunta alcuna, presenta il caratteristico andamento a campana, fig. 1, con una prima fase di incremento della concentrazione del fosforo in soluzione, per effetto del rilascio da parte dei batteri, ed una successiva fase di diminuzione del fosforo in soluzione come conseguenza del suo accumulo.

Tutte le figure riportano in ordinata la concentrazione di fosforo in mg/l e in ascissa il numero dei campioni analizzati ogni 30 minuti.

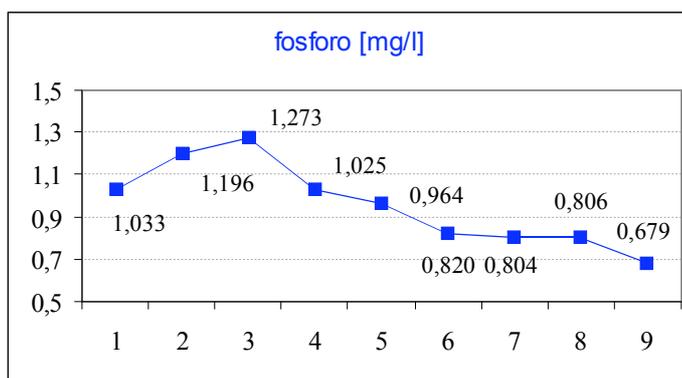


Fig. 1: valori di fosforo per campione analizzato senza alcuna aggiunta

Lo scopo della ricerca è quello di verificare se in presenza di soluzioni a diversa diluizione di Phos si realizza un potenziamento dell'attività batterica ed una conseguente più marcata riduzione della presenza del fosforo nel liquido del reattore, alla fine del ciclo, per effetto di un maggior accumulo.

Il ciclo ottenuto in presenza di etanolo 51%, fig. 2, ha un andamento simile a quello che si ha in condizioni basali, tranne che in fase iniziale, in cui si assiste ad un aumento del rilascio del fosforo, probabilmente perché aggiungendo etanolo si aggiunge sostanza organica a quella presente nel refluo. Sostanzialmente, comunque, l'etanolo 51% non interferisce in maniera significativa nel processo.

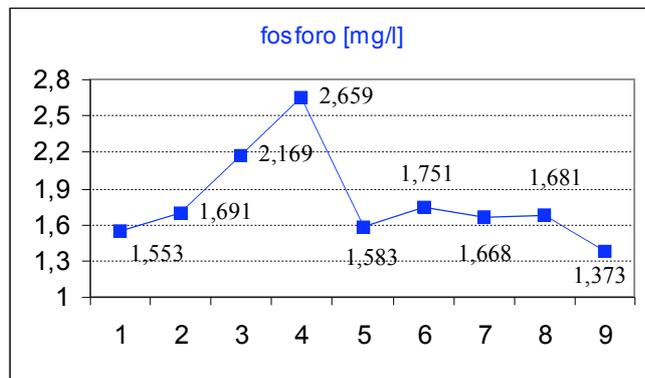


Fig. 2: valori di fosforo per campione analizzato con l'aggiunta di etanolo 51%

La sperimentazione condotta in presenza di Phos 30 CH ha portato a risultati molto significativi ed interessanti. Dall'analisi dei dati raccolti è possibile evidenziare come nei casi di studio si sia verificata una riduzione marcata della concentrazione del fosforo nel liquido del reattore.

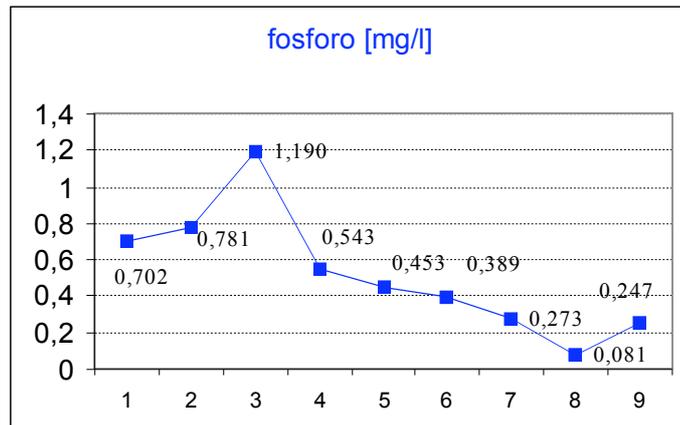


Fig. 3: valori di fosforo per campione analizzato in presenza di Phosphorus 30CH

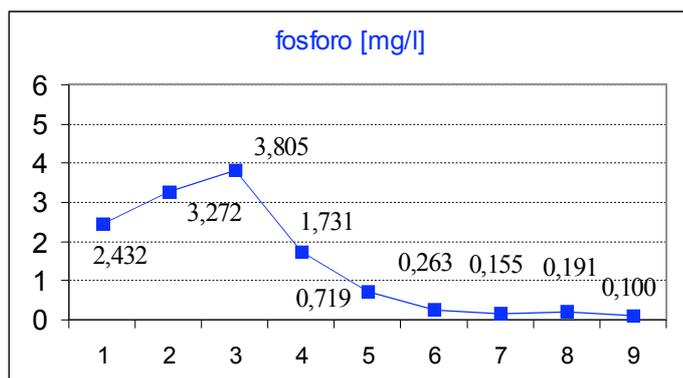


Fig. 4: valori di fosforo per campione analizzato in presenza di Phosphorus 30CH

Da valori di partenza di 0.702 mg/l nella prima sperimentazione si è passati a valori pari a 0.081 mg/l, con un abbattimento del fosforo iniziale pari all'88.5%. Mentre nella seconda sperimentazione la riduzione appare ancor più consistente, con il passaggio da un valore iniziale di 2.43 mg/l ad un valore finale di 0.100 mg/l, ed una diminuzione percentuale pari al 95.9%.

La percentuale di riduzione del contenuto di fosforo nelle soluzioni risulta essere significativamente più bassa rispetto al controllo, in cui si aggira intorno al 34.3%.

La sperimentazione condotta con Phos 200 CH, fig. 5, permette di ottenere cicli con andamenti simili a quello basale, che si caratterizzano, però, per una maggiore irregolarità e che non presentano riduzioni significative nelle concentrazioni finali del fosforo in soluzione.

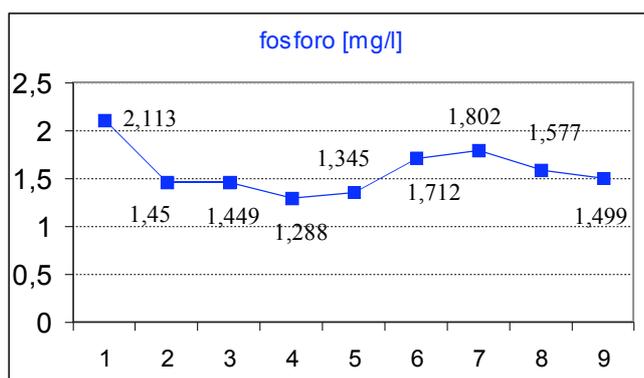


Fig. 5: valori di fosforo per campione analizzato in presenza di Phosphorus 200 CH

6. CONCLUSIONI

Dall'analisi dei risultati abbiamo osservato un netto decremento della concentrazione dei fosfati nei campioni trattati con l'aggiunta di Phos 30 CH, raggiungendo in entrambe le prove valori significativamente più bassi (rispettivamente 0.247 mg/lit e 0,100 mg/lit) rispetto ai controlli (prova senza medicinale e prova con solo solvente).

L'impiego di Phos 30CH velocizza il tempo di rilascio e spinge fortemente la fase di accumulo: il livello di fosfati praticamente si annulla.

Dall'andamento dei grafici, figg. 3 e 4, si deduce che la quantità di fosforo rilasciato inizialmente è molto bassa. Ciò trova spiegazione nell'elevata concentrazione iniziale dei nitrati e nella scarsa concentrazione di carbonio. All'inizio del ciclo si ha il processo di denitrificazione e di rimozione del fosforo: se vi è sufficiente carbonio i due processi possono avvenire, altrimenti si innesca il processo di denitrificazione. Quindi, se non si verificano le condizioni per il rilascio del fosforo il principio non riesce ad avere effetto.

Per ovviare a questo problema si dovrebbe creare un eccesso di carbonio.

Negli impianti su grande scala, come l'impianto di depurazione di Treviso, si aggiunge il fermentato della frazione organica dei rifiuti solidi urbani.

7. SECONDA SPERIMENTAZIONE

In questa seconda fase della sperimentazione abbiamo voluto valutare l'effetto del rimedio omeopatico Phosphorus nelle due diluizioni 30 CH e 200 CH in condizioni di eccesso di carbonio, favorendo così il rilascio del fosforo stesso all'inizio della reazione.

8. METODOLOGIA DELLA SECONDA SPERIMENTAZIONE

Abbiamo deciso di effettuare la prova in un sistema con capienza di un litro, in cui fosse possibile regolare la concentrazione di carbonio aggiungendone in eccesso, in modo da rendere così possibile il rilascio iniziale del fosforo.

Allestimento dei tests:

all'interno di ciascun becker, di capacità un litro, vengono introdotti: 300 ml di fango del reattore pilota (che hanno una concentrazione di solidi sospesi intorno ai 20g/l); 100 ml di alimentazione (fognatura); 0,9 gr di acetato di sodio;

Nei becker di controllo (in cui non viene aggiunto il principio attivo), si porta a volume con dell'acqua, mentre nei becker contenenti il principio Phosphorus, si aggiungono 5 ml di Phosphorus 30 CH o di Phosphorus 200 CH dinamizzati in 500 ml di acqua, e si porta in seguito a volume con dell'acqua.

La diluizione si rende necessaria sia perchè il fango sarebbe troppo denso da filtrare, sia perchè le condizioni standard di analisi prevedono concentrazioni intorno ai 3-4 mg/l.

Il fango prelevato dal reattore prima di essere utilizzato viene sottoposto ad aerazione, per consumare gran parte della sostanza organica, in maniera da avere come unico COD quello aggiunto dall'esterno.

Il ciclo di analisi dura tre ore e si compone di:

- una fase anossica, durante la quale la soluzione è posta su di un agitatore;
- una fase aerobica, durante la quale la soluzione è sottoposta ad aerazione.

Entrambe le fasi hanno una durata di 1,5 ore. I prelievi vengono effettuati ogni 20 minuti.

9. RISULTATI DELLA SECONDA SPERIMENTAZIONE

Dall'analisi dei risultati ci saremmo aspettati un aumento del rilascio di fosforo e un conseguente aumento di accumulo dello stesso nei campioni in cui veniva aggiunto il rimedio omeopatico.

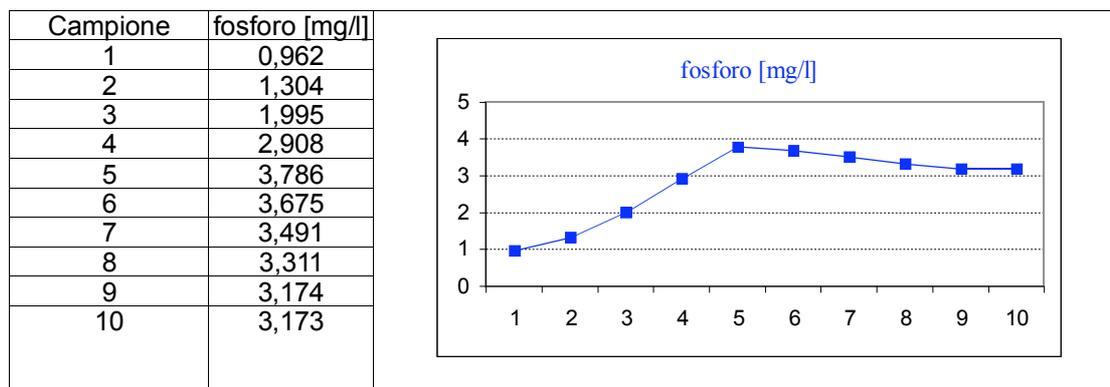


Figura 6: valori di fosforo per campione analizzato senza aggiunta di rimedio

Nella figura 6 si osserva che il ciclo presenta il caratteristico andamento a campana, con una prima fase di incremento della concentrazione del fosforo in soluzione, per effetto del rilascio da parte dei batteri, ed una successiva fase di diminuzione del fosforo in soluzione come conseguenza del suo accumulo. Gli andamenti ottenuti con le soluzioni contenenti Phosphorus 30 CH e Phosphorus 200 CH (vedi figure seguenti numero 7 e 8) presentano anch'essi il caratteristico andamento a campana, con fase di rilascio e fase di accumulo.

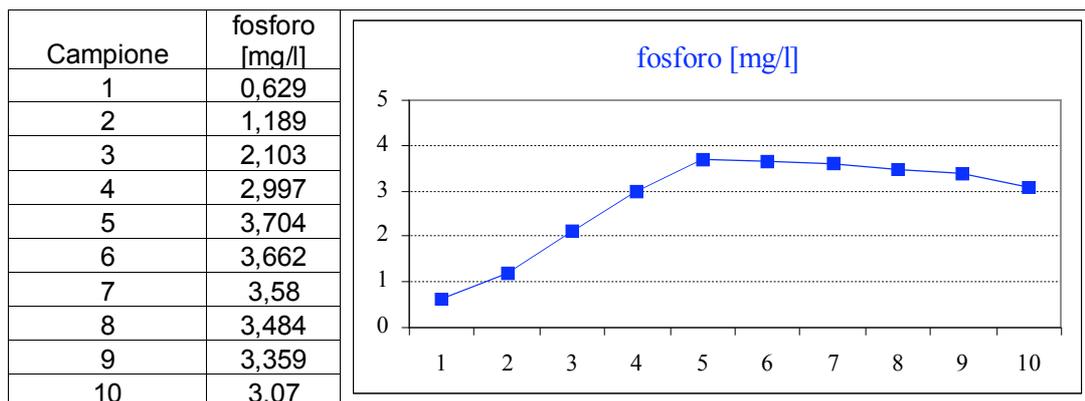


Figura 7: valori di fosforo per campione analizzato con aggiunta di Phosphorus 30 CH

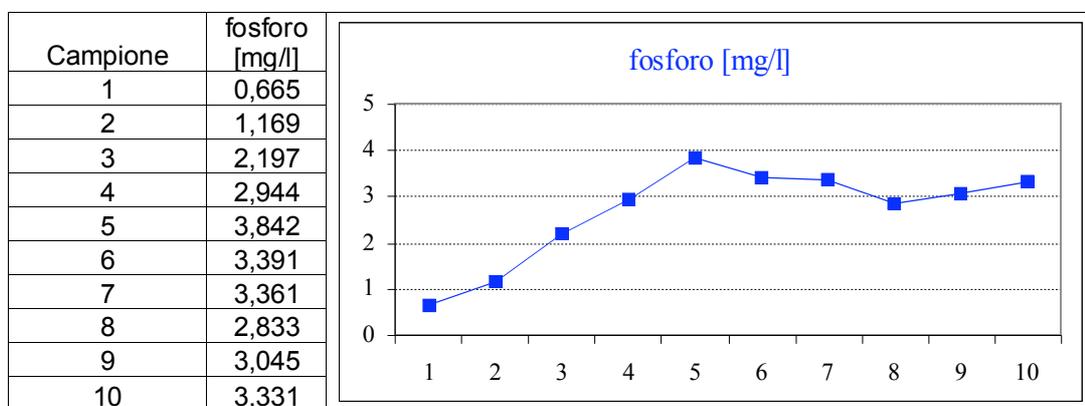


Figura 8: valori di fosforo per campione analizzato con aggiunta di Phosphorus 200 CH

10. CONCLUSIONI DELLA SECONDA SPERIMENTAZIONE

Dall'analisi dei risultati ottenuti da questa seconda sperimentazione pare che non si possano evidenziare particolari differenze fra gli andamenti risultanti da soluzioni contenenti o meno il principio attivo.

Sono molte però le variabili che possono aver influito negativamente sull'andamento delle cinetiche di reazione in quanto il ciclo si modifica in relazione a numerosi fattori tra i quali la temperatura, la presenza nel fango di batteri filamentosi, la concentrazione di carbonio etc..

Non da ultimo dobbiamo tener conto che l'aggiunta di acetato di sodio, quale fonte di carbonio, in acqua determina un'idrolisi basica, che potrebbe aver influito negativamente sull'azione del Phosphorus. Non è nota infatti la dinamica del processo in funzione del pH.

11. CONCLUSIONI FINALI

Sicuramente il rimedio omeopatico Phosphorus 30 CH ha dimostrato di essere efficace nella riduzione dei fosfati dalle acque reflue. La nostra sperimentazione ha così confermato l'ipotesi di Von E. Schadlich.

Nella seconda sperimentazione, con una metodologia completamente diversa e in presenza di eccesso di carbonio come acetato di sodio, il rimedio omeopatico si è dimostrato invece ininfluente sia nella fase di accumulo che nella fase di rilascio del fosforo. Tale risultato fa emergere la complessità del processo esaminato in quanto fattori diversi quali: caratteristiche del refluo, temperatura, pH, popolazione batterica, etc., interferiscono e potenzialmente condizionano l'efficacia del rimedio.

A questo punto sarebbe innanzitutto interessante condurre un'analisi approfondita sulla composizione della popolazione batterica nel periodo in cui si è ottenuta la miglior resa del reattore in presenza di Phos 30 CH, e verificare quali siano le migliori condizioni al contorno per una più efficiente riuscita del processo.

BIBLIOGRAFIA

Dalla raccolta di materiale didattico: *“Rimozione di azoto e fosforo: corso avanzato sulla gestione di processo”* (23-26 Maggio 1994):

- 1) *Ecologia e ambiente* (speciale fosfati)
- 2) Rapporto *“Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge”*, Water Research Commission, Pretoria, 1984
- 3) R.Canziani, G. Andreottola, *“Rimozione chimica del Fosforo”* - Parte I e II. (1994). Corso avanzato sulla gestione di processo (raccolta di materiale didattico) 23-26 Maggio 1994
- 4) Von E. Schadlich., *“Mikrobiologische, chemische und physikalische Veränderungen von Abwasserschlämmen durch Zugabe homöopathischer potenzierter Wirkstoffe“*; Allgemeine Homeopathische Zeitung, 240 (1995), 221 - 227

