

**Trattamenti appropriati per scarichi
provenienti da agglomerati con meno
di duemila abitanti equivalenti e
sistemi di trattamento per scarichi di
insediamenti isolati**

INDICE

1.	Premessa.....	3
2.	Confronto tra le tecnologie: aspetti tecnico/gestionali.....	4
	2.1 Criteri di scelta e considerazioni comparative	4
	2.1.1 Criteri di scelta “costruttivi”: campi di applicazione e prestazioni	4
	2.1.2 Modalità di monitoraggio e criticità gestionali dei piccoli impianti.....	11
3.	Elenco delle tecnologie appropriate.....	13
	3.1 Trattamenti primari	13
	3.1.1 Fossa settica	13
	3.1.2 Vasca Imhoff	15
	3.1.3 Dispersione nel terreno	17
	3.1.4 Sedimentazione/flottazione.....	20
	3.1.5 Processi di filtrazione su tela.....	21
	3.1.6 Processi chimico-fisici.....	22
	3.2 Trattamenti secondari.....	27
	3.2.1 Processo a fanghi attivi	28
	3.2.2 Processi MBR (Membrane Biological Reactor).....	30
	3.2.3 Processi SBR (Sequencing Batch Reactor), SBBR (Sequencing Batch Biofilm Reactor) e SBBGR (Sequencing Batch Biofilter Granular Reactor)	32
	3.2.4 Processi MBBR (Moving Bed Bio Reactors) puri e ibridi	35
	3.2.5 Letti percolatori	37
	3.2.6 Reattori sommersi a letto fisso (biofiltri).....	38
	3.2.7 Dischi biologici.....	40
	3.2.8 Letti fluidizzati.....	42
	3.2.9 Lagunaggio (stagni biologici).....	44
	3.2.10 Fitodepurazione	45
	3.3 Disinfezione	48
	3.3.1 Cloro e composti	48
	3.3.2 Acido Peracetico.....	49
	3.3.3 Radiazioni UV.....	49
	3.3.4 Considerazioni riassuntive.....	50
	3.4 Tecnologie applicabili ai residui fangosi.....	50
	3.4.1 Ispessimento.....	50
	3.4.2 Disidratazione	51
4.	Accorgimenti da adottare per impianti localizzati in montagna	55
5.	Bibliografia	59

Allegato C

1. Premessa

Le presenti norme tecniche regionali identificano, ai sensi del comma 3 dell'art. 100 del D.Lgs.152/06, l'insieme dei sistemi adottabili per il trattamento delle acque reflue domestiche e assimilate scaricate dagli insediamenti isolati e individuano, ai sensi del comma 2 dell'art. 105, del medesimo decreto, l'insieme dei trattamenti appropriati cui devono essere sottoposti gli scarichi di acque reflue urbane provenienti da agglomerati con meno di 2.000 abitanti equivalenti.

Come previsto dal comma 8 dell'art. 5 del regolamento i titolari degli scarichi, in fase di richiesta o rinnovo dell'autorizzazione allo scarico, possono proporre l'installazione di sistemi alternativi a quelli previsti ai commi 2 e 3 del citato articolo e indicati dalle presenti norme tecniche, che garantiscano prestazioni almeno equivalenti, fermo restando l'obbligo del rispetto dei valori limite di emissione prescritti dal regolamento.

Ai sensi dell'art. 74, comma 1 lettera ii) del decreto per "trattamento appropriato" si intende il trattamento delle acque reflue urbane mediante un processo ovvero un sistema di smaltimento che, dopo lo scarico, garantisca la conformità dei corpi idrici recettori ai relativi obiettivi di qualità ovvero sia conforme alle disposizioni della parte terza del decreto stesso. L'allegato 5 alla parte terza indica la possibilità di ricorrere all'utilizzo anche di sistemi di fitodepurazione per il trattamento dei reflui originati da agglomerati caratterizzati da forte variazione di carico con popolazione equivalente fluttuante superiore al 30% della popolazione residente. Tra gli agglomerati soggetti a tale variazione di popolazione equivalente possono essere compresi gli agglomerati che ricadono in zone a vocazione turistica nei quali si registra un incremento di popolazione superiore al 30% con cadenza periodica o stagionale.

In conformità alle indicazioni dell'Allegato 5 al decreto i trattamenti appropriati devono essere individuati e strutturati al fine di:

- semplificare, in relazione al taglio dimensionale dell'impianto, la sua gestione e manutenzione;
- sopportare adeguatamente forti variazioni orarie o stagionali del carico idraulico ed organico e minimizzare i costi d'investimento e gestione.

Attraverso i trattamenti appropriati è possibile garantire una depurazione efficace anche per le utenze con soglie dimensionali minori e diffuse, evitando laddove tecnicamente non fattibile o oneroso economicamente, il collettamento di bassi carichi per lunghe distanze. Nei successivi paragrafi sono indicate e descritte le tecnologie di riferimento considerate quali trattamenti appropriati. Nel testo del documento sono indicate le fonti da cui sono tratte le indicazioni tecniche, richiamate in Bibliografia.

Allegato C

2. Confronto tra le tecnologie: aspetti tecnico/gestionali

2.1 Criteri di scelta e considerazioni comparative

I criteri di scelta della tecnologia di trattamento appropriato per gli insediamenti isolati ed i piccoli nuclei abitativi si basano sia su considerazioni di tipo costruttivo, sia su aspetti gestionali.

Di seguito sono sintetizzati i principali elementi di giudizio e confronto sui diversi trattamenti presi in considerazione, allo scopo di evidenziarne in maniera comparata le caratteristiche e le proprietà più rilevanti in relazione alla situazione o ai vincoli territoriali, ai requisiti allo scarico ed alle modalità gestionali.

Le valutazioni riportate hanno valore guida e comparativo. Resta ovviamente compito del progettista l'analisi degli elementi e dei vincoli che caratterizzano le specifiche situazioni e la conseguente scelta della soluzione più appropriata dal punto di vista ambientale e tecnico-economico e dei relativi dimensionamenti.

Le scelte progettuali potranno differire dalle indicazioni qui considerate, purché siano adeguatamente motivate e garantiscano analoghe prestazioni e caratteristiche. Le tecnologie illustrate nelle successive tabelle sono in molti casi descritte come filiere di trattamento complete: per questo motivo si ritrova o l'indicazione della successione dei trattamenti considerati (p.e. vasca Imhoff seguita da subirrigazione o fitodepurazione) o nel caso di fitodepurazione o lagunaggio è considerata anche la presenza di sedimentazione o pretrattamento (p.e. attraverso vasca Imhoff).

Ulteriori indicazioni applicative possono essere ritrovate nel capitolo 3 nel quale sono riportati i principali elementi descrittivi delle varie tipologie di trattamento.

2.1.1 Criteri di scelta "costruttivi": campi di applicazione e prestazioni

Nelle tabelle 1.1 e 1.2 sono riportati, rispettivamente per i trattamenti primari e secondari, i confronti tra le diverse tecnologie adottabili, sulla base delle rispettive principali caratteristiche: è, in particolare, consigliato l'intervallo di potenzialità (espressa in A.E.) ritenuto idoneo per ogni sistema.

Il presente confronto tra le differenti alternative impiantistiche è stato limitato alle tecnologie ritenute ad oggi ragionevolmente mature per una applicazione alla scala piena.

In particolare, per quanto riguarda le potenzialità più basse (fino a 200 A.E.), si suggerisce (come ottimo compromesso tra efficacia e semplicità di trattamento) di adottare vasche Imhoff a monte di trattamenti di dispersione nel terreno o, nel caso di scarico in corpo idrico superficiale, a monte di ulteriori trattamenti quali trincee di subirrigazione con drenaggio, fitodepurazione o filtrazione su tela. Nel caso di realizzazione di sistemi di filtrazione su tela, per evitare l'eventuale proliferare di microrganismi sulla superficie dei sistemi filtranti, è utile prevedere un dosaggio periodico di reattivo disinfettante.

Per gli impianti di potenzialità superiore ai 200 A.E. è comunque da ritenersi preferibile il recapito in corpo idrico superficiale.

Per gli impianti di potenzialità compresa tra 200 e 400 A.E. sono consigliabili, in particolare, le seguenti combinazioni:

- trattamento primario mediante vasche Imhoff seguito da un processo a dischi biologici e subirrigazione con o senza drenaggio (in funzione del tipo di recapito);

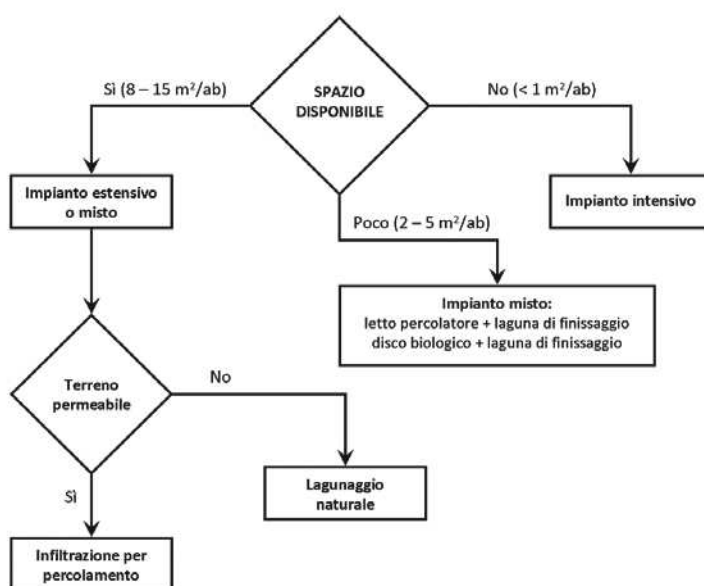
Allegato C

- trattamento primario mediante vasche Imhoff, processo a biodischi ed infine filtrazione su tela (figura 3.18) o sedimentazione secondaria;
- trattamento primario mediante vasche Imhoff seguita da fitodepurazione o lagunaggio.

Al di sopra dei 400 A.E. (e fino a 2.000 A.E.) sono da ritenersi idonei diversi trattamenti secondari (processo a fanghi attivi, SBR, MBR, MBBR, ecc.) la cui scelta può essere fatta, ad esempio, in funzione degli aspetti indicati in tabella 1.2.

Per quanto riguarda la scelta fra trattamenti intensivi ed estensivi (lagunaggio e fitodepurazione), nella figura 1.1 è riportato un adattamento dello schema decisionale proposto dalla Commissione Europea (European Commission, 2001). Tra i principali aspetti da considerare, come si vede, vi sono le disponibilità di superficie e la permeabilità del terreno.

Figura 1.1 – Albero decisionale per la scelta tra trattamenti estensivi ed intensivi. (da modificare)



Fonte. European Commission, 2001

In merito agli impianti di depurazione di piccola potenzialità (al di sotto dei 2.000 A.E.) localizzati in alta montagna (a quote superiori ai 1.000 m s.l.m.) le tecnologie adottabili sono sostanzialmente analoghe a quelle riportate nel seguito, tenendo in considerazione tutti gli accorgimenti realizzativi/gestionali riassunti nel capitolo 4 "Accorgimenti da adottare per impianti localizzati in montagna.

Nella tabella 1.3 sono riportati, in forma sintetica e qualitativa, i criteri di scelta correlati con gli aspetti gestionali; in particolare sono stati considerati, per ciascuna tecnologia, la produzione ed il grado di stabilizzazione del fango, la richiesta di personale specializzato,

Allegato C

il livello di manutenzione, la necessità di telecontrollo, i consumi energetici e l'impegno (dal punto di vista economico) in termini di monitoraggio del processo. Soprattutto per quest'ultimo aspetto, il giudizio è fortemente influenzato dalla potenzialità dell'impianto.

Al fine di un confronto il più possibile omogeneo tra le diverse alternative impiantistiche è molto opportuno che il progettista (che è comunque il soggetto cui spetta, in ultima analisi, il compito – con responsabilità connessa – della scelta ed implementazione di una tra le diverse alternative), in fase di analisi della tecnologia ottimale, predisponga una tabella che, in funzione della situazione specifica, riporti un punteggio per ciascun processo preso in esame. Un esempio di tale metodologia è stato proposto da Richards & Associates Limited in "*Review of secondary treatment alternatives*" (2004).

Allegato C

Tabella 1.1 – Confronto tra le tecnologie disponibili sulla base dei campi di applicazione e delle prestazioni: trattamenti primari

TRATTAMENTI PRIMARI	CAMPI DI APPLICAZIONE/VANTAGGI	PRESTAZIONI	LIMITI APPLICATIVI ED ACCORGIMENTI	POTENZIALITA' CONSIGLIATA
FOSSE SETTICHE* + DISPERSIONE NEL TERRENO	Adatto a piccolissime comunità. Facilità di collocazione mediante interrimento. Impegno di spazio limitato.	SST = 40%** BOD ₅ e COD = 20-30%** Coliformi fecali = 60-70%**	Trattamento solo parziale; setticità dello scarico. Problemi nei periodi estivi (risalita di gas biologico con intorbidimento dell'effluente). L'eventuale impatto odorigeno è attenuato dalla presenza di un sistema di dispersione nel suolo. Applicabile a terreni permeabili dotati di falde sufficientemente profonde. Non applicabile nelle situazioni di rischio idrogeologico.	1 – 50 A.E.
VASCHE IMHOFF + DISPERSIONE NEL TERRENO	Adatto a piccole comunità. Impegno di spazio limitato.	SST = 50%** BOD ₅ e COD = 25-30%** N _{tot} = 5-10%** P _{tot} = 5-10%** Coliformi fecali = 25-50%**	Qualità dell'effluente inferiore a quella conseguibile in un sedimentatore autonomo (risalita dei surnatanti di digestione). Preferibilmente applicabile a reflui preventivamente trattati con una grigliatura e/o triturazione, a meno di tecniche costruttive che prevedano dispositivi che evitino l'intasamento. Vulnerabile ai sovraccarichi idraulici (limitati tempi di permanenza in sedimentazione). Scavi spesso profondi. L'eventuale impatto odorigeno è attenuato dalla presenza di un sistema di dispersione nel suolo. Applicabile a terreni permeabili dotati di falde sufficientemente profonde. Non applicabile nelle situazioni di rischio idrogeologico.	1 – 200 A.E.
VASCHE IMHOFF + FILTRAZIONE	Adatto a piccole comunità e qualora si debba scaricare in corpo idrico superficiale.	SST = 90-95% BOD ₅ e COD = 60-70% N _{tot} e P _{tot} = 10-20% Coliformi fecali = 90-95% [^]	Necessità di dosare reattivi disinfettanti per limitare la crescita di microrganismi sulla superficie dei sistemi filtranti.	1 – 200 A.E.
SEDIMENTAZIONE/ FLOTTAZIONE	Applicabili come pretrattamento in vista di un successivo processo secondario.	SST = 80% BOD ₅ = 25-30% N _{tot} = 5-10% P _{tot} = 5-10% Grassi e oli = 80-90% Coliformi fecali = 25-75%	Scavi spesso profondi. La sabbia tende ad impaccarsi e ad accumularsi sul fondo. Portate d'aria spesso elevate.	200 – 2.000 A.E.
COAGULAZIONE-FLOCCULAZIONE	Usato soprattutto per il trattamento di reflui contenenti sostanze inorganiche. Non adatto nel caso di reflui con elevata viscosità.	SST = 80-90% BOD ₅ = 60-70% N _{tot} = 20-30% P _{tot} = 80-90% Batteri e virus > 90%	Elevati costi di esercizio (costo reagenti). Volume elevato di fango (superiore rispetto a quello prodotto dagli impianti biologici). Presenza di sali nell'effluente (specie utilizzando reagenti metallici). Formazione di incrostazioni che devono essere rimosse per evitare una eccessiva usura degli organi meccanici.	200 – 2.000 A.E.

* in accordo con la Delibera del C.I.T.A.I. (04/02/1977), le fosse settiche non sono accettabili per le nuove installazioni.

** tali prestazioni non tengono conto della dispersione nel terreno, i cui rendimenti sono molto variabili e difficilmente controllabili.[^] rendimenti conseguibili con il dosaggio di reattivi disinfettanti per limitare la proliferazione di microrganismi sulla superficie dei sistemi filtranti.

Allegato C

 Tabella 1.2 – Confronto tra le tecnologie disponibili sulla base dei campi di applicazione e delle prestazioni: trattamenti secondari (segue).

TRATTAMENTI SECONDARI	CAMPI DI APPLICAZIONE/VANTAGGI	PRESTAZIONI		LIMITI APPLICATIVI ED ACCORGIMENTI	POTENZIALITA' CONSIGLIATA
		STANDARD	CON TRATTAMENTI SPECIFICI*		
FANGHI ATTIVI	Buona affidabilità e flessibilità a variazioni di carico organico.	COD = 75-80% BOD ₅ = 90% N _{tot} = 15-35% P _{tot} = 15-30% E. Coli = 90%	COD = 80-85% BOD ₅ = 95% N _{tot} = 60-85% P _{tot} = 70-95% E. Coli = 99%	Notevoli volumi dei comparti di ossidazione-nitrificazione. Forte dipendenza dalle caratteristiche di sedimentabilità dei fanghi.	400 – 2.000 A.E.
MBR	Elevato livello depurativo e rimozione della carica microbiologica. Impegno di spazio limitato. Elevata flessibilità alle variazioni di carico.	COD = 90% BOD ₅ = 95% N _{tot} = 15-35% P _{tot} = 15-30% E. Coli = 99,9%	COD = 90% BOD ₅ = 95% N _{tot} = 60-85% P _{tot} = 70-95% E. Coli = 99,9%	Elevato costo di investimento e di esercizio. Necessità di trattamenti primari per ridurre l'intasamento delle membrane. Problema del fouling con conseguente lavaggio delle membrane con acqua permeata oppure con soluzioni diluite di reagenti chimici acidi o alcalini. Problema del foaming.	400 – 2.000 A.E.
SBR	Trattamento delle acque di scarico le cui caratteristiche qual-quantitative sono soggette a variazioni non sempre prevedibili. Sistemi molto compatti e flessibili.	COD = 75-80% BOD ₅ = 90% N _{tot} = 15-35% P _{tot} = 15-30% E. Coli = 90%	COD = 80-85% BOD ₅ = 95% N _{tot} = 60-85% P _{tot} = 70-95% E. Coli = 99%	Consumo energetico medio-alto. Presenza di personale qualificato e maggiore frequenza nei controlli. Possibile formazione di schiume.	400 – 2.000 A.E.
MBBR	Notevole flessibilità (possono essere utilizzati per la rimozione della sostanza organica, per i processi di nitrificazione e denitrificazione). Elevato adattamento del sistema a variazioni di carico organico.	COD = 75-80% BOD ₅ = 90% N _{tot} = 15-35% P _{tot} = 15-30% E. Coli = 90%	COD = 80-85% BOD ₅ = 95% N _{tot} = 60-85% P _{tot} = 70-95% E. Coli = 99%	Elevati consumi energetici. Necessità di adottare un sistema ad aria a bolle medio-grandi, con efficienze di trasferimento dell'ossigeno più basse e maggiori costi operativi rispetto ai sistemi a bolle fini. Necessità, a valle del reattore, di un sistema di trattamento della biomassa di spoglio.	400 – 2.000 A.E.
LETTI PERCOLATORI	Spesso utilizzati nei piccoli impianti (bassi costi energetici e buona affidabilità).	COD = 60-95% N _{tot} < 25% P _{tot} < 25% E. Coli = 90%	COD = 60-95% N _{tot} = 25-50% P _{tot} > 70% E. Coli = 99%	Pre-trattamenti di rimozione SST per evitare intasamento letto. A valle va prevista una sedimentazione o microstaccatura per separare la pellicola di spoglio dall'acqua depurata. Sensibilità alle temperature rigide: valutarne l'applicazione per altitudini superiori a 300-400 m s.l.m.. Forte impatto odorigeno.	200 – 2.000 A.E.
DISCHI BIOLOGICI	Bassi consumi energetici. Gestione molto semplice.	BOD ₅ = 85-90% N _{tot} < 25% P _{tot} < 25% E. Coli = 90%	BOD ₅ = 90-95% N _{tot} = 25-50% NH ₄ * = 90% P _{tot} > 70% E. Coli = 99%	Necessitano di una sedimentazione (o vasca Imhoff) a monte per ridurre solidi sospesi. Necessità di adottare una copertura per mantenere una temperatura costante e proteggere i dischi dagli eventi atmosferici.	200 – 2.000 A.E.

Allegato C

TRATTAMENTI SECONDARI	CAMPI DI APPLICAZIONE/VANTAGGI	PRESTAZIONI		LIMITI APPLICATIVI ED ACCORGIMENTI	POTENZIALITA' CONSIGLIATA
		STANDARD	CON TRATTAMENTI SPECIFICI*		
LAGUNAGGIO	Buona flessibilità a fronte di variazioni di carico organico ed idraulico (soprattutto nel caso di lagunaggio aerato). Modesta produzione di fanghi. Gestione semplice. Consumi energetici molto bassi.	BOD ₅ = 50-60% N _{tot} < 25% (lagunaggio aerato) N _{tot} > 50% (lagunaggio naturale) P _{tot} < 25% (lagunaggio aerato) P _{tot} = 25-50% (lagunaggio naturale) E.Coli = 90% (lagunaggio aerato) E.Coli = 99% (lagunaggio naturale)		Richiesta di superficie molto elevate (soprattutto nel caso di lagunaggio naturale); proponibile pertanto in zone a basse densità abitative. A meno di prevedere sistemi di impermeabilizzazione artificiali (oneri economici molto elevati) è bene scegliere la tecnologia in presenza di terreni impermeabili. Manutenzione ai sistemi di aerazione. Rimozione del fango accumulato nel tempo e pulizia delle scarpate. Le variazioni climatiche stagionali influiscono notevolmente sulla resa; pertanto l'applicazione per altitudini superiori a 300-400 m s.l.m. va valutata con attenzione. Forte impatto odorigeno (soprattutto nel caso di lagunaggio aerato). Presenza di insetti (soprattutto nel caso di lagunaggio naturale).	200 – 1.000 A.E. (nel caso di lagunaggio naturale 200 – 600 A.E.)
FITODEPURAZIONE	Buona flessibilità a variazione di carico organico ed idraulico (soprattutto per fitodepurazione a flusso sub-superficiale). Gestione semplice Consumi energetici molto bassi o nulli nessuna produzione di fanghi (solo a carico dei primari)	BOD ₅ = 90% SST = 90% N _{tot} = 30-50% (80-90% con sistemi ibridi) P _{tot} = 30-50% (in assenza di medium specifici) E.Coli = 99%		Impegno di superficie consistente (maggiore rispetto a trattamenti convenzionali, molto minore rispetto a lagunaggi) Prevedere a monte un pretrattamento del liquame grezzo (mediante fossa Imhoff o fossa tricamerale o altro sistema di sedimentazione primaria), a meno che non venga utilizzato un sistema alla francese. Necessario sistema di impermeabilizzazione artificiali in assenza di terreni impermeabili. Possibile presenza di insetti e generazione di cattivi odori (solo nel caso di fitodepurazione a flusso superficiale).	1 – 2.000 A.E.

* per "trattamenti specifici" si intendono: trattamenti di rimozione dell'azoto per via biologica (nitrificazione e denitrificazione); processi di defosfatazione chimica; processi di disinfezione.

Allegato C

Tabella 1.3 - Confronto qualitativo tra le tecnologie disponibili sulla base degli aspetti gestionali.

TRATTAMENTI	FANGHI PRODOTTI		RICHIESTA DI PERSONALE SPECIALIZZATO	LIVELLO DI MANUTENZIONE	NECESSITÀ DI TELECONTROLLO	CONSUMI ENERGETICI	IMPEGNO DI MONITORAGGIO
	QUANTITÀ	QUALITÀ (Grado di stabilizzazione)					
PRIMARI	FOSSE SETTICHE* + DISP. NEL TERRENO						
	VASCHE IMHOFF + DISP. NEL TERRENO						
	VASCHE IMHOFF + FILTRAZIONE	/			/		
	SEDIMENTAZIONE/ FLOTTAZIONE						
	COAGULAZIONE-FLOCCULAZIONE						/
SECONDARI	FANGHI ATTIVI	/	/				/
	MBR						/
	SBR	/	/				/
	MBBR	/	/		/		
	LETTI PERCOLATORI						
	DISCHI BIOLOGICI	/					
	LAGUNAGGIO	/					/
	FITODEPURAZIONE						

= ASPETTO POSITIVO
 = ASPETTO NEGATIVO
 = ASPETTO NON RILEVANTE

* in accordo con la Delibera del C.I.T.A.I. (04/02/1977), le fosse settiche non sono accettabili per le nuove installazioni.

Allegato C

2.1.2 Modalità di monitoraggio e criticità gestionali dei piccoli impianti

Nel presente paragrafo sono riportate, in sintesi, le modalità di monitoraggio degli impianti di depurazione (per lo più con tecnologia a fanghi attivi), indicando una serie di parametri analitici e/o di prove da eseguire periodicamente.

Un concetto fondamentale (più che mai valido per le strutture di piccola potenzialità) è che l'efficienza dell'impianto è conseguita soprattutto attraverso un'attenta e corretta gestione: il monitoraggio è lo strumento essenziale che permette la continua interpretazione della situazione in atto e quindi consente al gestore di operare al meglio.

Un corretto e periodico monitoraggio dell'impianto consente inoltre di individuare e far fronte ad una serie di criticità che, con particolare riferimento ai piccoli impianti, sono riportate al termine del paragrafo.

Per quanto riguarda i piccoli impianti, viste le potenzialità in gioco e l'impegno (soprattutto dal punto di vista economico) delle operazioni di monitoraggio, le indicazioni riportate in seguito si applicano adattandole alla situazione particolare e semplificandole di conseguenza anche in misura consistente, ad esempio prendendo in considerazione solo i parametri inquinanti maggiormente significativi per il caso in esame, con frequenze di controllo di regola inversamente proporzionali alle potenzialità in gioco.

Monitoraggio e verifiche di funzionalità

Il monitoraggio consiste in una serie di misure e/o operazioni, finalizzate a tenere il "polso della situazione" dei vari processi, che compongono l'impianto.

Il riferimento è ai protocolli di monitoraggio (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010) oggi comunemente in uso. In sintesi, si analizzano:

- **parametri chimici e chimico-fisici** (tutti i parametri di qualità di acque e fanghi, che includono i classici COD, BOD₅, forme azotate, fosforo, solidi sospesi, ecc., in particolari situazioni è utile monitorare altri parametri inquinanti quali metalli pesanti, idrocarburi, oli e grassi animali e vegetali, tensioattivi, ecc.);
- **parametri biologici e microbiologici** (gli indici di contaminazione microbiologica (es. E. coli), lo SBI (Sludge Biotic Index) negli impianti a fanghi attivi, le caratteristiche morfologiche del fiocco, la classificazione dei batteri filamentosi, ecc.);
- **parametri di processo** (pH, temperatura, conducibilità elettrica specifica, ossigeno disciolto, potenziale redox, ecc.).

Accanto all'analisi di tali parametri, ulteriori indagini possono aggiungersi, al fine di ottimizzare la gestione del processo, attraverso l'acquisizione di informazioni più dettagliate circa lo "stato di salute" della biomassa e la funzionalità dell'impianto. La verifica della capacità dei **systemi di aerazione**, la verifica della **sedimentabilità** del fango e l'effettuazione di **test respirometrici** (test di OUR "Oxygen Uptake Rate" che permettono di valutare l'attività della biomassa, nonché la velocità di degradazione del liquame trattato da parte della biomassa stessa; prove di AUR "Ammonia Utilisation Rate" e NUR "Nitrate Utilisation Rate" che sono molto utili per definire, rispettivamente, l'attività della biomassa nitrificante e denitrificante) sono le prove sperimentali più utili e semplici da realizzare.

In particolare per i piccoli impianti, appare fondamentale definire, ancora prima del piano di monitoraggio "routinario", stabilire le caratteristiche del liquame influente. Ciò può

Allegato C

richiedere un importante sforzo iniziale (“monitoraggio intensivo”), ma limitato nel tempo, che potrà comunque ridurre l'onere dei controlli in fase di gestione corrente.

Criticità gestionali

La gestione dei piccoli impianti comporta difficoltà spesso non inferiori a quella degli impianti più grandi, per effetto di alcune criticità che, proprio per le piccole dimensioni, assumono un carattere più problematico. Ad esempio:

- l'ampia variabilità dei carichi idraulici, dovuta all'infiltrazione di acque bianche parassite. L'aumento dei volumi di acque bianche comporta una serie di problemi a carico di tutti i comparti, in particolare al processo biologico (bulking etc.);
- il frequente sottodimensionamento dei sedimentatori, accanto al fenomeno sopra analizzato delle portate parassite, determina fuoriuscite di solidi (a conferma di questo malfunzionamento sta il fatto che sovente i gestori rilevano produzioni di fango minori di quanto atteso);
- la fornitura di ossigeno non ottimale a causa di una non corretta manutenzione degli aeratori e della mancanza di qualunque sistema di regolazione; di conseguenza si verificano inefficienze soprattutto nella nitrificazione;
- l'inefficienza frequente dei pretrattamenti (grigliatura e dissabbiatura) porta a inconvenienti (non solo estetici) sull'effluente e sulla manutenzione dei comparti (intasamenti);
- la frequente inadeguatezza della linea fanghi che comporta problemi in tutte le fasi. Laddove esiste solo un ispessitore/stoccaggio è indispensabile una adeguata frequenza di svuotamento, ad evitare inconvenienti (soprattutto odori).

In prima istanza i problemi soprariportati possono essere affrontati modificando/migliorando le procedure gestionali (“upgrading gestionale”). Peraltro alcuni problemi (inadeguatezza della linea fanghi, sottodimensionamento dei sedimentatori o degli impianti stessi, a seguito della costruzione e dell'allacciamento alla fognatura di nuovi insediamenti abitativi, dislocazione dei piccoli impianti) non possono essere certamente risolti con la sola ottimizzazione della gestione: in questi casi occorrono interventi di “upgrading strutturale”, in grado di superare le oggettive problematiche tecniche.

Allegato C

3. Elenco delle tecnologie appropriate

3.1 Trattamenti primari

3.1.1 Fossa settica

In accordo con la Delibera C.I.T.A.I. del 04/02/1977, le fosse settiche non sono accettabili per le nuove installazioni; le considerazioni riportate in seguito sono utili per la valutazione delle installazioni esistenti.

Principi di funzionamento

Le fosse settiche costituiscono uno dei più antichi impianti di depurazione biologica di liquami domestici, in quanto il loro utilizzo data ormai largamente più di un secolo.

Si tratta di un impianto di estrema semplicità, il cui organo fondamentale è costituito da una o più vasche disposte in parallelo; queste, in passato, hanno assunto dimensioni anche molto elevate, venendo utilizzate anche a servizio di piccoli-medi centri urbani. Attualmente non superano la capacità corrispondente a qualche centinaio di abitanti.

Con le fosse settiche si riescono a raggiungere i seguenti obiettivi:

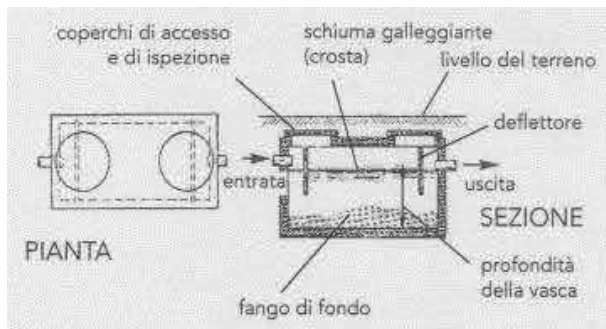
- la separazione dei solidi sedimentabili, delle sabbie, degli oli e dei grassi presenti nelle acque reflue: è un aspetto molto importante, poiché tutti questi trattamenti avvengono con un'unica operazione;
- la riduzione per decomposizione di una frazione consistente delle sostanze organiche accumulate;
- l'accumulo e lo stoccaggio prolungato dei materiali separati.

La figura 3.1 illustra lo schema di una vasca unifamiliare dimensionata secondo le indicazioni dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS). La particolare conformazione obbliga i liquami ad attraversare tutta la massa liquida contenuta, dove essi subiscono una fermentazione anaerobica, con conseguente solubilizzazione di una parte dei solidi sospesi e sedimentazione dei restanti, in modo che dalla vasca fuoriesca un liquido "condizionato", cioè con una limitata concentrazione di solidi sospesi, che vengono trasformati prevalentemente in solidi disciolti e colloidali. Proprio per la prevalenza dei fenomeni biologici, le fosse settiche sono chiamate anche "fosse biologiche".

I processi biologici e chimico-fisici che avvengono all'interno delle fosse settiche sono molto complessi ed anche variabili di caso in caso. Le fermentazioni anaerobiche sono frequentemente di tipo acido o, appunto, "settico". Mentre sul fondo si raccolgono le sostanze sedimentabili sotto forma di fango, in superficie si viene a creare una "crosta" o "cappello" formato da un sottile strato di schiuma consolidata che galleggia per la presenza di sostanze organiche a basso peso molecolare e per effetto di flottazione dei gas che si liberano a seguito delle reazioni anaerobiche. È necessario prevedere opportuni accorgimenti per evitare che sia il fango, sia la schiuma fuoriescano con l'effluente dalla vasca (Masotti, 2011).

Allegato C

Figura 3.1 – Schema di fossa settica unifamiliare a una camera.

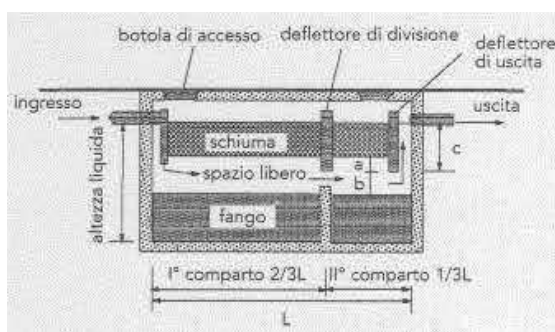


Fonte: Masotti, 2011

Ciò che può incidere sensibilmente sull'efficacia di una fossa settica è la compartimentazione: la suddivisione in due o più camere, che i liquami percorrono successivamente, ha lo scopo di concentrare nella prima camera la fase di sedimentazione, in modo tale che nella seconda camera (o nelle successive) il liquame sia ben chiarificato e siano diminuite le possibilità di "fughe" di solidi sospesi. Particolarmente efficace è la fossa settica costituita da due camere, con il primo comparto di volume pari ai 2/3 del volume complessivo. Nella figura 3.2 è riportato uno schema di questa tipologia.

Fra i vari comparti è sempre opportuno prevedere, sopra il livello liquido, fori di ventilazione per il mantenimento di una pressione uniforme nonostante l'andamento dei deflussi liquidi e la produzione di gas di fermentazione.

Figura 3.2 – Schema di fossa settica a due camere.



Fonte: Masotti, 2011

Oltre all'abbattimento e solubilizzazione dei solidi sospesi, le fosse settiche, se bene dimensionate, contribuiscono alla rimozione del BOD contenuto nel liquame, della carica batterica e virale. Tuttavia, si tratta di effetti depurativi piuttosto limitati e parziali, poiché gli scambi tra il fango sul fondo ed il liquido che esce dalla vasca comportano l'arricchimento di quest'ultimo delle sostanze organiche liberate dal fango.

Allegato C

Il rendimento di rimozione dei solidi sospesi è pari al 40% circa, mentre l'abbattimento massimo di BOD₅ raggiunge valori del 30-40% (mediamente si attesta al 20% circa – IReR, 2004); i coliformi fecali subiscono riduzioni non superiori al 60-70%. Tali valori si riferiscono a condizioni ottimali di funzionamento e manutenzione; in realtà, soprattutto se non viene attuata un'adeguata manutenzione tali valori si possono ridurre notevolmente (Masotti, 2011).

Operazioni di manutenzione

In merito alle operazioni di manutenzione ordinaria, è indispensabile rimuovere le sostanze galleggianti, rompere la crosta superficiale, estrarre i fanghi e pulire il canale di scarico. Tutte queste operazioni devono essere effettuate con una frequenza compresa tra 1 e 2 volte all'anno. Per quanto riguarda il fango estratto dalle fosse settiche, è importante sottolineare che esso è appunto tipicamente "settico", caratterizzato quindi da odori molesti e, pertanto, va trattato in modo idoneo: generalmente viene inviato a impianti di depurazione centralizzati. Per quanto riguarda l'ispezione delle fosse settiche sarebbe buona norma prevederne una ogni mese (IReR, 2004).

Campi di applicazione

Le fosse settiche, da sole, non possono essere intese come sistema di trattamento degli effluenti. Possono essere utilizzate, nel caso di abitazioni isolate o piccolissime comunità (indicativamente sino a 50 A.E.), come pretrattamento in grado di sedimentare i solidi sospesi e solubilizzare una limitata aliquota della sostanza organica e di migliorare le modalità operative del successivo trattamento di subirrigazione, minimizzando i problemi di intasamento (IReR, 2004).

I liquami in uscita dalle fosse settiche, seppur dotati di una minore concentrazione di sostanze organiche, si trovano in condizioni di elevata setticità, ben peggiori che all'ingresso delle fosse e, quindi, in brevissimo tempo assorbono grandi quantità di ossigeno nel corpo d'acqua ricettore, oltre ad apportare notevoli inconvenienti legati ad odori molesti. Inoltre, il funzionamento delle fosse settiche diventa particolarmente problematico durante i periodi estivi quando le elevate temperature accelerano le reazioni biologiche, determinando la rapida formazione di gas biologico che, portando in superficie fango sedimentato, può intorbidire l'effluente (Masotti, 2011).

3.1.2 Vasca Imhoff

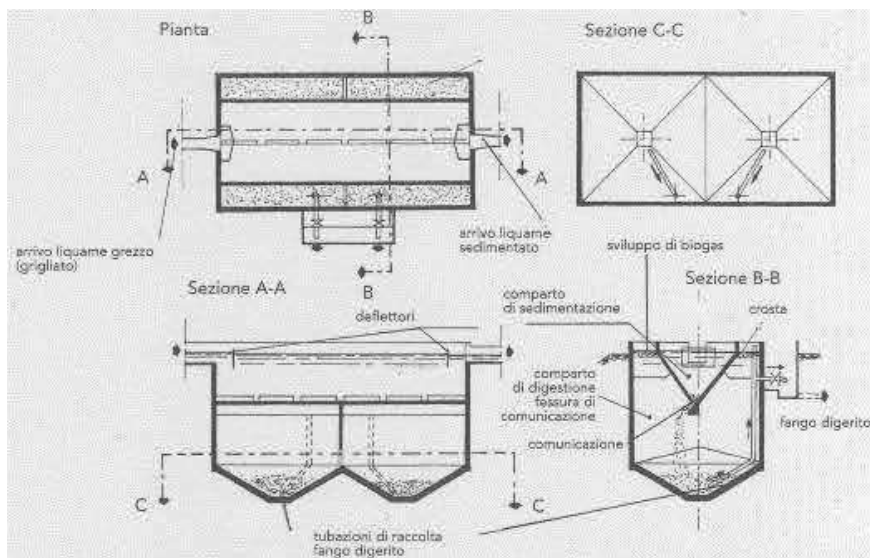
Principi di funzionamento

Le vasche Imhoff assolvono contemporaneamente, in zone distinte, alla funzione di decantazione dei liquami (oltre alla contemporanea flottazione dei grassi) ed alla digestione dei fanghi decantati; esse sono, infatti, costituite da due diversi comparti sovrapposti, comunicanti mediante apposite feritoie. Nel comparto superiore avviene la sedimentazione, mentre quello inferiore è destinato alla digestione anaerobica dei fanghi (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010). Il processo anaerobico determina la trasformazione di parte delle sostanze organiche, principalmente da un lato in acqua, dall'altro essenzialmente in anidride carbonica e biogas: la conformazione delle vasche è studiata in modo che i gas che si sviluppano nel comparto inferiore non abbiano ad interferire con il processo di sedimentazione che si realizza nel comparto superiore (Masotti, 2011).

Nella figura 3.3 è riportato uno schema di una vasca Imhoff.

Allegato C

Figura 3.3 – Tipo di fossa Imhoff.



Fonte: Masotti, 2011

A monte delle fosse Imhoff a volte è richiesto un trattamento preliminare di grigliatura e/o triturazione; in caso contrario le fessure di comunicazione fra i due comparti potrebbero ben presto essere intasate dai corpi grossolani presenti nei liquami.

A differenza di quanto avviene nelle fosse settiche, i liquami che attraversano le vasche Imhoff escono chiarificati, ma allo stato fresco, senza cioè che si siano determinati fenomeni putrefattivi.

La capacità depurativa delle vasche Imhoff riguarda la rimozione dei solidi sedimentabili e di parte dei grassi e oli presenti nei reflui; mediamente la rimozione del BOD e del COD è del 30%, mentre quella dei solidi sospesi totali e dei solidi sospesi sedimentabili è rispettivamente del 50% e dell'80%; si può inoltre considerare una rimozione del 5-10% per quanto riguarda N_{tot} e P_{tot} ed un abbattimento dei coliformi fecali compreso tra il 25 ed il 50% (IReR, 2004; Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010; ARPA Toscana, 2009).

Operazioni di manutenzione

Le operazioni di manutenzione delle vasche Imhoff riguardano sia il comparto di sedimentazione, sia quello di digestione. Per quanto riguarda il comparto di sedimentazione è necessario (Passino, 1995):

- rimuovere tutto il materiale galleggiante che può essere trasferito nel comparto di digestione;
- staccare il materiale aderente alle pareti e farlo cadere attraverso la fessura di comunicazione tra i due comparti;

Allegato C

- assicurarsi che non esistano occlusioni lungo la fessura di comunicazione e, nel caso, rimuoverla;
- rimuovere tutto il materiale che può essere accumulato nei canali di entrata e di uscita.

In merito al comparto di digestione si deve (Passino, 1995):

- rimuovere tutto il materiale galleggiante;
- staccare il materiale aderente alle pareti;
- pulire il tubo di estrazione del fango in modo che il materiale solido che vi si può accumulare non provochi intasamenti; tale operazione è necessaria dopo tutte le fasi di estrazione del fango.

Per quanto riguarda l'estrazione del fango dal comparto di digestione, nel caso di installazioni di minori dimensioni la frequenza consigliata è di 1-2 volte all'anno; tale valore può salire a 2-4 volte all'anno per le installazioni di dimensioni maggiori (IReR, 2004).

Campi di applicazione

Le vasche Imhoff, molte spesso, anche se molto semplici, si rivelano efficaci per il trattamento dei reflui provenienti da piccolissime e piccole comunità (fino a poche centinaia di A.E.). Tale efficacia, unita ai ridottissimi costi di gestione – che si riducono agli spurghi periodici – rende spesso le fosse Imhoff, magari unite a dispersione nel terreno per subirrigazione o fitodepurazione, la soluzione depurativa migliore per il rapporto benefici/costi per i piccoli insediamenti. Questo sistema non è però accettabile per agglomerati di migliaia di A.E. in quanto non permette di rispettare i limiti indicati nella Tabella 1 dell'Allegato 5 parte III del D.Lgs. 152/2006 e s.m.i. (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010).

3.1.3 Dispersione nel terreno

Principi di funzionamento

I sistemi di trattamento e dispersione per subirrigazione vengono usualmente utilizzati per recapitare nell'ambiente i reflui trattati mediante fosse settiche o vasche Imhoff. Nel terreno può avvenire (Masotti, 2011):

- il trattamento depurativo, più o meno spinto a seconda del pretrattamento che ha subito il liquame, e lo smaltimento del liquame;
- solo il trattamento del liquame; in questi casi, però, il liquame non viene assorbito dal terreno, ma, dopo essere stato depurato sotto la superficie del terreno, emerge per essere raccolto in un corpo idrico ricettore. I sistemi previsti sotto la superficie del terreno sono dotati di opere di drenaggio che raccolgono ed allontanano il liquame depurato verso un opportuno recapito.

Tra i sistemi più utilizzati vi sono:

- la subdispersione con trincee;
- le trincee con filtri a sabbia;
- i pozzi disperdenti (o assorbenti).

Allegato C

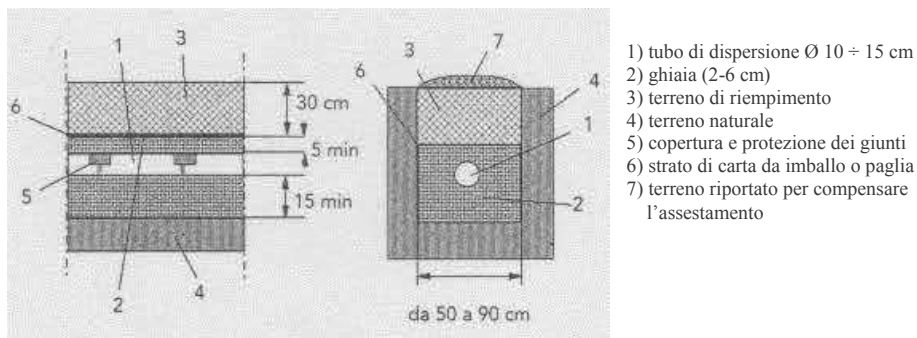
La **subdispersione con trincee** si realizza con l'immissione del liquame, tramite apposite tubazioni, direttamente sotto la superficie del terreno ove esso viene assorbito e gradualmente assimilato e degradato biologicamente con complessi meccanismi di depurazione biologica: questo si realizza senza contatti diretti con l'atmosfera e, quindi, senza problemi derivanti dallo sviluppo di esalazioni moleste (che si possono invece creare nel caso di applicazione superficiale del liquame sul terreno). La parte di liquame depurata dal passaggio attraverso il terreno, non utilizzata dalle piante o non dispersa per evapotraspirazione, raggiunge infine la falda idrica sotterranea ove viene diluita.

Per poter essere efficacemente assorbito dal terreno, il liquame deve aver subito un efficace trattamento di "condizionamento", cioè di chiarificazione e liquefazione preliminare (tipicamente attraverso fosse settiche) in modo tale da rimuovere i corpi grossolani e tutte quelle sostanze sospese che, in breve tempo, porterebbero ad un decadimento della capacità di assorbimento del terreno.

La dispersione del liquame nel terreno è realizzata a mezzo di tubi a giunti staccati, oppure a mezzo di speciali tubi forati, disposti entro trincee di sub dispersione.

La figura 3.4 riporta schematicamente la disposizione dei tubi con giunti distaccati. I tubi, disposti entro una trincea di adeguata larghezza e profondità, devono circondati da una massa ghiaiosa. È opportuno l'inserimento di uno strato di materiale idoneo (carta da imballo, paglia, tessuto non tessuto, lana di vetro o di roccia, ecc.) tra il terreno e lo strato superiore di ghiaia: questo allo scopo di evitare che il terreno, non ancora compattato, vada ad intasare lo strato drenante sottostante. La profondità minima della falda idrica o del sottofondo di roccia frantumata dovrebbe essere pari a 1 metro (Delibera C.I.T.A.I. del 04/02/1977). Tali valori derivano essenzialmente da motivi di carattere igienico: solo un adeguato strato di terreno non saturo, meglio se ricco di sostanze organiche, consente che si instaurino efficaci meccanismi di depurazione biologica aerobica dei liquami.

Figura 3.4 – Trincea drenante per la subdispersione nel terreno.



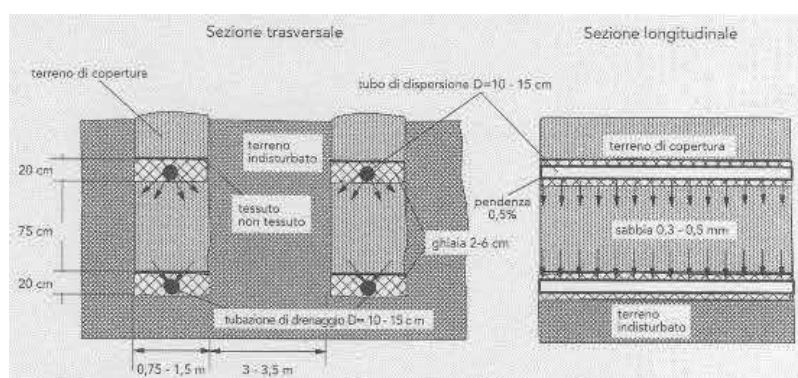
Fonte: Masotti, 2011

Quando il terreno disponibile è impermeabile (o comunque ha caratteristiche tali da non consentire lo smaltimento dei liquami con i sistemi di subdispersione descritti precedentemente) si possono utilizzare le **trincee con filtro a sabbia**. Il liquame, defluente dalle condotte superiori di dispersione, viene filtrato attraverso lo strato di sabbia di cui è riempita la trincea; successivamente viene raccolto in un sistema di drenaggio inferiore e

Allegato C

così depurato (vedi figura 3.5). Con la filtrazione attraverso lo strato di sabbia si attua un vero e proprio trattamento del liquame.

Figura 3.5 – Sezione di trincee con filtro a sabbia sotterraneo drenato.



Fonte: Masotti, 2011

L'uso di **pozzi disperdenti (o assorbenti)**, ad eccezione di situazioni di scarichi esistenti per le quali l'autorità competente abbia consentito il mantenimento di tale tipologia di sistema di dispersione, non è consentito.

Operazioni di manutenzione

Fondamentale è una corretta manutenzione dell'impianto di trattamento posto a monte del sistema di dispersione nel terreno (fossa settica, vasca Imhoff, sistema individuale di tipo aerobico), in modo tale che siano ridotte le punte di carico di solidi sospesi che porterebbero ad un rapido intasamento. Si potrebbe, in alternativa, inserire un prefiltro a protezione del sistema di dispersione, in grado di bloccare i solidi sospesi che sfuggono dal trattamento posto a monte; un periodico controllo e pulizia del filtro (generalmente annuale) è anche in grado di consentire l'individuazione di un malfunzionamento del processo a monte (Masotti, 2011).

Campi di applicazione

I limiti applicativi di questi sistemi sono correlati all'elevata superficie richiesta, soprattutto nel caso in cui siano a servizio di centri abitati di medio-grande dimensione.

I trattamenti di dispersione nel terreno sono generalmente applicabili in terreni permeabili dotati di falde sufficientemente profonde; negli altri casi è indispensabile adottare opportuni sistemi di drenaggio (IReR, 2004).

I sistemi di dispersione nel terreno si rivelano molto efficaci per le piccolissime e piccole comunità (fino a qualche centinaia di A.E.) e sono in grado di consentire una buona tutela ambientale a costi contenuti sfruttando anche la notevole capacità autodepurativa del suolo (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010)

Allegato C

3.1.4 Sedimentazione/flottazione

Principi di funzionamento

La sedimentazione e la flottazione rappresentano i metodi più classici e in uso per separare dai reflui le sostanze sospese, caratterizzate da una densità maggiore (sedimentazione) o minore (flottazione) di quella dell'acqua. Tipicamente questi fenomeni, che avvengono in vasche di dimensioni tali da assicurare all'acqua uno stato di "quasi quiete", sono utilizzati nei processi di dissabbiatura-disoleatura: in essi, infatti, le sabbie precipitano sul fondo delle vasche, mentre gli oli e i grassi salgono flottando verso il pelo libero del fluido.

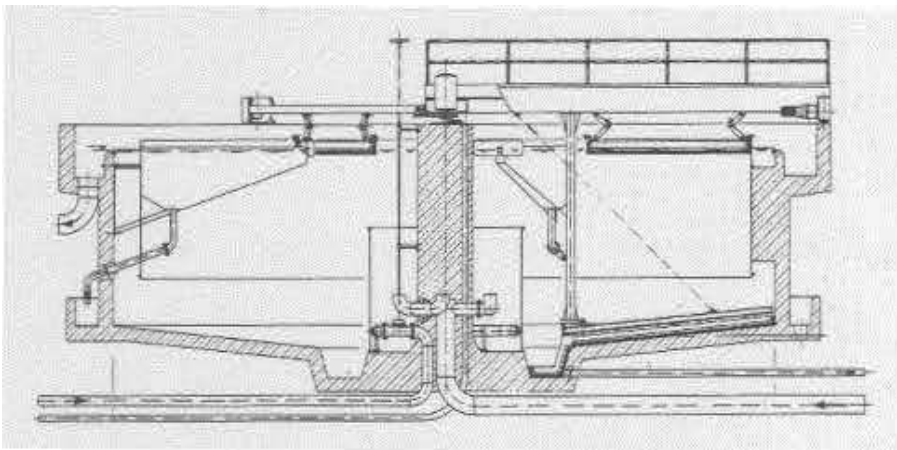
I parametri di dimensionamento più importanti sono il carico idraulico superficiale e il tempo di residenza; per i dissabbiatori valori usuali sono $15 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \text{ h})$ e 15 minuti.

Le tipologie impiantistiche più diffuse sono costituite da vasche munite di setti in grado di rallentare il flusso idraulico e di evitare cortocircuiti. Particolarmente interessanti sono i sistemi dotati di filtri detti a coalescenza, che quando sono attraversati dall'acqua fanno aggregare sulla loro superficie le particelle di oli più piccole, che non riescono da sole e per semplice flottazione a separarsi dal flusso idrico.

Nella flottazione l'immissione dell'aria nella fase liquida viene realizzata in due modi: immettendo l'aria nel liquido attraverso opportuni diffusori, che producono bolle finemente suddivise, oppure saturando il liquido in un serbatoio sotto pressione separato dalla vasca di flottazione (figura 3.7).

Il materiale flottato può essere rimosso automaticamente tramite una lama che lo raccoglie, oppure manualmente. Nella parte inferiore della vasca si depositano i solidi sedimentabili che vengono rimossi tramite un braccio raschiafanghi collegato alla stessa struttura che sostiene la lama di raccolta del materiale flottato.

Figura 3.7 – Flottatore circolare.



Fonte: Passino, 1995

L'efficienza di questi sistemi riguarda specifici parametri quali oli e grassi (con rendimenti tra l'80 ed il 90%) e sabbie (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010). Per quanto riguarda i solidi sospesi totali il rendimento di abbattimento si attesta all'80% circa, mentre per BOD₅ e COD è compreso tra il 25 ed il 30%. In merito ad N_{tot} e P_{tot}

Allegato C

l'abbattimento è compreso tra il 5 ed il 10%. Infine, per quanto riguarda i Coliformi fecali i rendimenti di rimozione sono molto variabili (25-50%) e possono arrivare anche fino al 75% (Masotti, 2011).

Operazioni di manutenzione

Per quanto riguarda i dissabbiatori aerati le operazioni di manutenzione riguardano i compressori ed i diffusori; si tenga presente che in tali comparti sia le caratteristiche dei solidi sospesi, sia quelle della fase liquida sono molto diverse dalle vasche a fanghi attivi e, pertanto, si rende necessaria una manutenzione più accurata dei diffusori.

Devono inoltre essere rimossi i solidi che si possono accumulare specialmente nelle parti meccaniche in movimento (Passino, 1995).

Gli oneri gestionali di questi impianti sono abbastanza ridotti e tipicamente si riducono al conferimento come rifiuti delle sabbie e degli oli separati. I quantitativi di sabbia che possono essere raccolti sono molto variabili a seconda delle particolari situazioni locali e dipendono dal sistema di fognatura (unitario oppure separato), dalla conformazione del bacino versante che alimenta la fognatura e dalla presenza di canali scoperti. A titolo indicativo si possono ammettere quantitativi compresi tra 300 e 3.000 litri ogni 1.000 m³ di acqua trattata (Masotti, 2011).

Per quanto riguarda gli oli e grassi, le quantità complessive scaricate sono comprese tra 3 e 9 kg/(ab * anno); anche tali valori sono molto variabili e dipendono dalle abitudini alimentari delle popolazioni, nonché dal collegamento alla fognatura di attività industriali e commerciali.

Questi sistemi non consumano reagenti e si rivelano nel complesso affidabili; il loro impatto ambientale è trascurabile.

Campi di applicazione

I limiti applicativi dei dissabbiatori sono generalmente legati alla necessità di eseguire spesso scavi assai profondi per contenere le strutture, nonché alla tendenza della sabbia ad impaccarsi e ad accumularsi sul fondo del dissabbiatore, pertanto con l'esigenza di adottare portate di aria molto elevate.

3.1.5 Processi di filtrazione su tela

Principi di funzionamento

Il processo di filtrazione su tela consiste nel passaggio dell'acqua attraverso un tessuto ricoperto da uno strato di fili filtranti. L'acqua attraversa il tessuto filtrante dall'esterno verso l'interno; le sostanze, man mano trattenute sul tessuto ne aumentano l'efficacia di filtrazione. Durante la fase di filtrazione le fibre vengono schiacciate, contorte ed intrecciate sino a formare un pannello per la separazione ed il trattenimento dei solidi in sospensione (il processo è analogo alla filtrazione di profondità tipica dei filtri a sabbia).

Il filtro a tela è costituito da un tamburo o in alternativa da dischi filtranti montati su un albero centrale cavo. La filtrazione avviene per gravità con macchina ferma e sfrutta la differenza di livello tra ingresso e uscita della macchina. I dischi (o il tamburo) lavorano completamente immersi nell'acqua da trattare.

Durante la fase di filtrazione i solidi vengono trattenuti dalla tela filtrante. Il livello minimo dell'acqua nella vasca di contenimento del filtro è controllato da uno stramazzone posto sul lato di scarico dell'acqua pulita. Con l'aumentare del deposito dei solidi sulla tela, aumenta

Allegato C

la resistenza idraulica al passaggio e di conseguenza la differenza tra i livelli d'ingresso e uscita.

Quando si raggiunge una differenza, in genere, variabile tra 15 e 20 cm tra i suddetti livelli, si attiva automaticamente il processo di pulizia della tela.

Per l'operazione di pulizia della tela, necessaria a ripristinarne le capacità filtranti, i dischi (o il tamburo) vengono fatti ruotare lentamente. I solidi vengono rimossi grazie al passaggio in controcorrente, attraverso la tela, dell'acqua già filtrata aspirata da una pompa; tale pompa è collegata ad appositi ugelli di aspirazione che, aderendo alle pareti del tamburo o di ogni singolo disco, provocano la distensione delle fibre libere della tela filtrante, favorendo il rilascio delle particelle di fango trattenute. Il contatto dell'ugello di aspirazione con la tela filtrante genera il ricompattamento delle fibre libere e il conseguente formarsi di un pannello filtrante uniforme.

Un'interessante applicazione della filtrazione su tela riguarda l'installazione di tali sistemi a valle di vasche Imhoff, qualora il recettore dello scarico sia un corpo idrico.

In tal caso i rendimenti di rimozione dei solidi sospesi totali possono arrivare al 90-95% (con concentrazioni allo scarico di circa 10 mg/L). Per quanto riguarda BOD₅, COD, N_{tot} e P_{tot}, i rendimenti di abbattimento di tali inquinanti sono correlati alla loro presenza in forma sospesa: indicativamente si può arrivare al 60-70% di abbattimento per quanto riguarda BOD₅ e COD, mentre ci si attesta al 10-20% per N_{tot} e P_{tot}.

L'applicazione della filtrazione su tela a valle di vasche Imhoff è tuttavia una soluzione poco consigliabile nel caso di installazione su scarichi provenienti da insediamenti isolati, a causa della necessità di garantire almeno una qualche minima forma di controllo del buon funzionamento del trattamento.

Operazioni di manutenzione

Le operazioni di manutenzione sono limitate; il lavaggio delle tele è automatizzato e consente di mettere fuori servizio solamente alcuni dischi garantendo comunque la continuità del processo di filtrazione.

Nel caso si trattino acque provenienti da una vasca Imhoff è importante prevedere il dosaggio di un agente disinfettante al fine di evitare la proliferazione di microrganismi sulle tele filtranti. In tal caso è possibile ridurre notevolmente (anche del 90-95%) la carica microbica nello scarico in corpo idrico superficiale.

Campi di applicazione

La tecnologia analizzata è idonea per la separazione dei solidi sospesi a valle di trattamenti primari o secondari. I filtri a tela possono essere inoltre utilizzati a monte di processi a membrana, oppure per la riduzione (previo dosaggio di idonei reattivi chimici) del contenuto di fosforo allo scarico in impianti di depurazione esistenti o ex-novo.

3.1.6 Processi chimico-fisici

3.1.6.1 Sistemi a membrana

Principi di funzionamento

Nei processi di filtrazione a membrana il mezzo filtrante è costituito da membrane che possono essere definite come regioni di discontinuità interposte fra due fasi, oppure come

Allegato C

fasi che agiscono da barriere selettive (nei confronti di specie ioniche o molecolari) per prevenire il movimento di massa, ma permettere un passaggio ristretto di una o più specie.

Un buon mezzo filtrante deve possedere diversi requisiti quali:

- elevata capacità di trattenere le particelle solide sospese;
- resistenza minima al passaggio del fluido che l'attraversa;
- alta resistenza al gradiente di pressione;
- elevata resistenza all'usura meccanica;
- nessuna cessione al prodotto filtrato.

Nel trattamento delle acque reflue, in particolare, i componenti che saranno separati possono essere:

- solidi in sospensione;
- materiale colloidale;
- materiale in soluzione (molecole e ioni) con dimensioni generalmente comprese fra 0,0001 e 1 μm .

La scelta del tipo di membrana deve essere effettuata secondo una serie di considerazioni volte soprattutto a minimizzare i fenomeni di intasamento e deterioramento della membrana stessa, ovvero in base a:

- permeabilità;
- selettività;
- buona definizione del range di dimensione dei pori;
- abilità di resistere ad un eccesso di produzione di fouling;
- robustezza ed integrità;
- lungo tempo di vita.

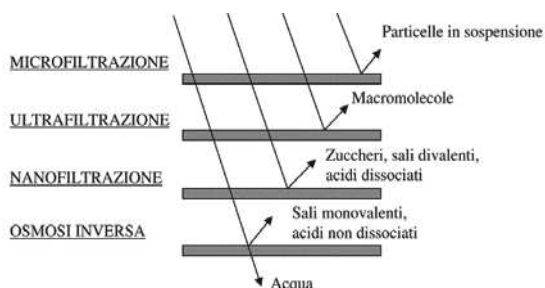
I processi a membrana sono basati su un gradiente di pressione e si possono suddividere in: microfiltrazione (MF), ultrafiltrazione (UF), nanofiltrazione (NF) e osmosi inversa (OI).

In queste tipologie di processi si ricorre a gradienti di pressioni via via crescenti, a seconda della dimensione delle particelle contenute nel flusso in uscita del concentrato, che va dalle particelle solide in sospensione nella MF, alle molecole di grosse dimensioni nell'UF, agli ioni bivalenti nella NF, agli ioni monovalenti nella OI (figura 3.8).

Quindi, le differenze tra i vari processi di filtrazione riguardano gli intervalli dimensionali delle particelle trattenute, oltre ai gradienti di pressioni applicati (Andreottola *et al.*, 2003).

Figura 3.8 – Processi a membrana e le loro caratteristiche di separazione

Allegato C



Fonte: Andreottola et al., 2003

La *microfiltrazione* è utilizzata per la rimozione dall'acqua di particelle inorganiche, microrganismi, colloidali e oli. Il principio che permette la ritenzione delle particelle è il setacciamento, anche se la separazione è influenzata dalle interazioni fra la superficie della membrana e la soluzione. Gli ambiti in cui viene efficacemente applicata la MF riguardano tutte quelle situazioni in cui si richiede un'eliminazione della torbidità dell'acqua oltre che una certa rimozione di agenti patogeni per una sterilizzazione del fluido, come prefiltrazione o come sistema di filtrazione finale anche nei prodotti destinati ad uso alimentare.

L'*ultrafiltrazione* è basata su un'azione di setacciamento meccanico, che permette di separare le macromolecole solubili, i polimeri lipofili (cioè idrofobi) e lipofobi; è in grado di eliminare proteine, batteri e virus dal flusso in ingresso. Le principali applicazioni pratiche riguardano: trattamento delle sostanze oleose; concentrazione di proteine e polimeri; recupero di reagenti chimici all'interno di processi industriali complessi; processo di lavorazione di alimenti e bevande; trattamento di reflui civili e industriali per il riuso delle acque in ambito irriguo.

La *nanofiltrazione* effettua la separazione del flusso in ingresso mediante un meccanismo che non è solo di origine meccanica (gradiente di pressione applicato agli estremi della pompa), ma anche di tipo elettrostatico, visto che la superficie filtrante è dotata di carica elettrica. La nanofiltrazione permette di separare endotossine, sali disciolti bivalenti e microinquinanti come i pesticidi e gli erbicidi. Le principali applicazioni della NF riguardano: rimozione del colore dalle acque derivanti da trattamenti industriali; disinfezione delle acque reflue; trattamento di alcuni effluenti industriali.

Infine, per completezza, sebbene non sia utilizzata per impianti di piccola potenzialità, si segnala l'*osmosi inversa*, che è il processo di filtrazione più fine e complesso. Con questo trattamento è possibile effettuare la separazione tra specie solute sulla base del differente tasso di diffusione tra l'acqua e le specie presenti in soluzione ed il trattenimento di tutte le specie ioniche presenti in soluzione, monovalenti e bivalenti. Gli ambiti di applicazione di questa tecnica sono molteplici, si va dalla dissalazione delle acque salmastre e marine, in sostituzione dei processi di evaporazione, fino al trattamento dei reflui industriali per un loro riutilizzo (scarico zero), al finissaggio di processi depurativi a valle di altri processi a membrana in ambito industriale.

Nella tabella 3.1 sono riportati i valori tipici dei parametri operativi dei differenti sistemi di filtrazione su membrana.

Allegato C

Tabella 3.1 – Parametri tipici dei processi di separazione su membrana.

Parametri operativi	Microfiltrazione	Ultrafiltrazione	Nanofiltraazione	Osmosi inversa
Dimensione dei pori	0,1 – 10 µm	0,005 – 0,1 µm	< 2nm	<2 nm
Pressione operativa	1-5 bar	1-7 bar	5-10 bar	15-70 bar
Stadio del processo	Secondario/ terziario (MBR)	Secondario/ terziario (MBR)	Terziario	-
Recupero di prodotto	94-98%	70-80%	80-85%	70-85%

Fonte: Metcalf & Eddy, 2006

Operazioni di manutenzione

Le operazioni di manutenzione dei sistemi di filtrazione su membrana sono legati principalmente alle operazioni di pulizia dovuti al fenomeno del fouling, cioè allo sporco della membrana causato dal deposito e dall'accumulo dei costituenti presenti nella corrente di alimentazione. I fenomeni di fouling possono aver luogo in tre diverse forme: l'accumulo di costituenti presenti nel liquido da trattare sulla superficie della membrana, la formazione di precipitati in funzione delle caratteristiche chimiche del liquido da trattare ed il danneggiamento della membrana per effetto della presenza di specie chimiche che possono dar luogo a reazione con il materiale costituente la membrana o di agenti biologici che colonizzano la membrana stessa (Metcalf & Eddy, 2006).

Campi di applicazione

I limiti applicativi dei processi di filtrazione su membrana sono correlati alle notevoli pressioni di esercizio ed ai conseguenti consumi energetici (vedi tabella 3.2).

Tabella 3.2 – Consumi energetici per diversi processi di filtrazione su membrana.

Processo di filtrazione su membrana	Consumo energetico [kWh/m ³]
Microfiltrazione	0,4
Ultrafiltrazione	3,0
Nanofiltraazione	5,3
Osmosi inversa	10,2-18,2

Fonte: Metcalf & Eddy, 2006

3.1.6.2 Coagulazione-flocculazione

Principi di funzionamento

La coagulazione-flocculazione è un processo impiegato per la rimozione dei solidi sospesi non sedimentabili dalle acque reflue. La principale problematica consiste nel riuscire ad ottenere la formazione di un fiocco di dimensioni adeguate; a tale scopo si può intervenire diminuendo la turbolenza in vasca, ovvero variando i dosaggi di coagulanti e flocculanti (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010).

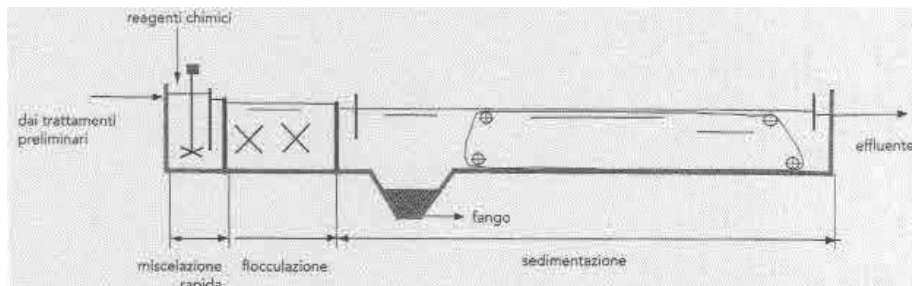
Allegato C

Nello schema di processo della coagulazione-flocculazione, il liquame grezzo viene miscelato in modo molto intenso con uno o più reagenti chimici (bacino di miscelazione rapida): le particelle colloidali, in sospensione stabile per effetto dell'azione di repulsione reciproca determinata dalle cariche elettriche di stesso segno (generalmente negativo) che possiedono, vengono destabilizzate dai reagenti chimici aggiunti. Le particelle destabilizzate si presentano sotto forma di "micro fiocchi"; ad esse si aggiungono anche i fiocchi formati dai reagenti chimici con l'alcalinità dell'acqua, costituiti generalmente da complessi di idrossidi gelatinosi. Esse sono assoggettate ad una successiva fase di flocculazione: la miscela viene agitata dolcemente onde favorire l'opportunità di collisione (statica) delle particelle e, conseguentemente, la coalescenza, cioè l'aggregazione e crescita dei microfocchi.

Risultato della coagulazione-flocculazione è pertanto la trasformazione di sostanze colloidali, non sedimentabili, in sostanze sedimentabili, cioè in fiocchi che, in una successiva fase di sedimentazione, possono essere raccolti sotto forma di fango.

La figura 3.9 rappresenta un tipico schema di impianto costituito da successive vasche di miscelazione rapida, flocculazione e sedimentazione.

Figura 3.9 – Schema di impianto con trattamento chimico con fasi separate di trattamento.



Fonte: Masotti, 2011

I rendimenti depurativi nella rimozione delle sostanze organiche, per quanto buoni, sono inferiori rispetto a quelli ottenibili negli impianti con un trattamento secondario di tipo biologico, in quanto con i processi di coagulazione-flocculazione si rimuovono bene le sostanze colloidali, ma non altrettanto bene quelle disciolte, che sono abbattute solo in piccola parte per adsorbimento. Con i trattamenti di coagulazione-flocculazione non si riesce ad abbattere più del 20-25% del BOD₅ solubile; i rendimenti complessivi nella rimozione del BOD₅ non superano il 60-70%. Il rendimento di rimozione dei solidi sospesi può arrivare ad un massimo del 90%. Naturalmente i rendimenti ottenibili sono sensibilmente influenzati dal dosaggio di coagulanti.

Per quanto riguarda la rimozione dei microrganismi, con coagulanti metallici si raggiungono valori assai elevati, analoghi a quelli ottenibili nei processi a fanghi attivi, di oltre il 90%; utilizzando calce, portando il pH a valori oltre 11, si realizza una vera e propria disinfezione (Masotti, 2011).

Allegato C

Operazioni di manutenzione

Le operazioni da effettuare per il controllo del processo consistono essenzialmente nel controllo (tramite prove di Jar test) della scelta idonea e del corretto dosaggio dei reattivi chimici, nonché delle condizioni operative (durata, pH, ecc.).

L'utilizzo del processo di chiariflocculazione, inoltre, può portare, a lungo termine, alla formazione di incrostazioni che devono essere rimosse per evitare una eccessiva usura degli organi meccanici. È opportuno inoltre controllare la presenza di schiume dovuta essenzialmente alla presenza di tensioattivi; tale fenomeno può essere contenuto modificando l'intensità della miscelazione nelle vasche, adottando spruzzatori di acqua per abbattere le schiume, oppure aggiungendo prodotti antischiuma al flusso in ingresso (Passino, 1995).

Campi di applicazione

Il processo di coagulazione-flocculazione è usato soprattutto per il trattamento di rifiuti contenenti sostanze inorganiche, mentre non è adatto per il trattamento di reflui con elevata viscosità (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010). I limiti applicativi sono legati ai seguenti aspetti (Masotti, 2011):

- costi dei reattivi chimici che possono incidere in maniera rilevante sui costi di esercizio;
- volume elevato di fango (o almeno il suo peso) e nettamente superiore rispetto a quello prodotto dagli impianti biologici, in quanto nel peso del fango si ritrovano anche i reattivi chimici aggiunti;
- presenza di un'aliquota significativa di sali nell'effluente finale (specie utilizzando reagenti metallici).

3.2 Trattamenti secondari

I trattamenti biologici sono tra i più utilizzati per trattare liquami organici biodegradabili e si basano sull'attività di microrganismi di vario genere per la degradazione di composti organici.

I batteri possono essere presenti in forma di fiocchi di fango mantenuti in sospensione nel refluo oppure sotto forma di una sottile pellicola chiamata biofilm. Nel primo caso avremo **processi a colture sospese**, mentre nel secondo caso **processi a colture adese**. I processi biologici a biomassa adesa possono essere **stazionari** (supporto fisso) o **non stazionari** (supporto mobile); i sistemi stazionari sono rappresentati dai filtri o letti percolatori e dai reattori sommersi a letto fisso (biofiltri), mentre i sistemi non stazionari dai biodischi e dai letti fluidizzati.

I trattamenti biologici che abitualmente riguardano l'ossidazione, la nitrificazione e la denitrificazione, possono essere realizzati con modalità impiantistiche differenti, in continuo oppure no. L'ossidazione inoltre può avvenire mediante l'insufflazione di aria atmosferica o ossigeno puro o con una miscela dei due.

I trattamenti biologici richiedono una certa attenzione in fase gestionale in quanto si basano su cinetiche e non seguono quindi precise reazioni stechiometriche, ma risultano però molto più economici rispetto ai processi chimici anche se spesso è vantaggiosa la combinazione delle due tipologie.

Allegato C

I trattamenti secondari possono essere applicati da soli oppure con trattamenti specifici per la rimozione di azoto, fosforo e microrganismi. Per quanto riguarda la rimozione dell'azoto si fa essenzialmente riferimento ai processi biologici di nitrificazione e denitrificazione. Ulteriori informazioni riguardanti i differenti schemi impiantistici utilizzabili per la rimozione spinta dell'azoto sono riportati in Vismara, 1998.

In merito al fosforo, i trattamenti specifici presi in considerazione riguardano processi di defosfatazione chimica (ottenuti cioè mediante il dosaggio di opportuni reattivi chimici); per ulteriori approfondimenti si rimanda a Masotti, 2011.

Infine per quanto riguarda i trattamenti specifici di disinfezione (rimozione dei microrganismi) si rimanda al paragrafo 3.3.

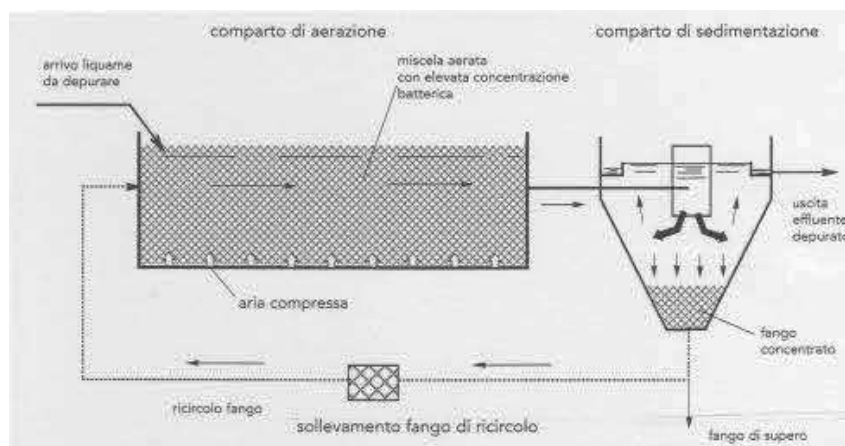
3.2.1 Processo a fanghi attivi

Principi di funzionamento

Il processo a fanghi attivi (il cui schema è riportato in figura 3.10) è caratterizzato da buone efficienze depurative, oltre che da buona affidabilità e flessibilità; rimuove la sostanza organica biodegradabile. Nel caso di impianti ad ossidazione prolungata (cioè a carico del fango basso) oltre ad ottenere elevate rese sul BOD₅, bassa produzione di fango di supero e fango ben stabilizzato, si ottengono anche significative rese di rimozione dell'azoto ammoniacale.

Nella vasca si mantiene una concentrazione di ossigeno di almeno 2 mg/L, una concentrazione di fanghi compresa fra 3-5 g_{SS}/L e tempi di permanenza idraulica del liquame compresi fra 15-20 ore (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010).

Figura 3.10 – Schema del processo a fanghi attivi.



Fonte: Masotti, 2011

È possibile inoltre ottenere la rimozione dell'azoto nitrico attraverso un processo biologico di denitrificazione; può essere ottenuta nella stessa vasca di aerazione interrompendo periodicamente l'aerazione (denitrificazione in unico comparto) o mantenendo delle zone

Allegato C

a basse concentrazioni di ossigeno (< 1 mg/L – denitrificazione in simultanea). In alternativa è possibile realizzare opportuni comparti di predenitrificazione, verso i quali deve essere previsto il ricircolo della miscela aerata (ricca di nitrati) o postdenitrificazione (con l'accortezza di dosare, se necessario, carbonio organico dall'esterno).

A valle del comparto di ossidazione-nitrificazione e denitrificazione (se richiesta) segue un sedimentatore secondario; il fango sedimentato è in gran parte ricircolato nella vasca, il resto è estratto come supero.

Per quanto riguarda le prestazioni del processo a fanghi attivi, nella tabella 3.3 sono riportati i rendimenti di rimozione dei principali inquinanti e le concentrazioni in uscita attese in funzione dello schema di trattamento adottato: processo a fanghi attivi ad alto carico, a basso carico, oppure l'eventuale presenza di una fase di denitrificazione. Nel caso sia prevista una fase di defosfatazione chimica ed un trattamento di disinfezione i rendimenti di abbattimento per P_{tot} e per *E. Coli* si attestano rispettivamente al 70-95% e 99%.

Tabella 3.3 – Rendimenti di rimozione e concentrazioni in uscita dei principali parametri inquinanti in funzione della tipologia di trattamento.

Tipologia di trattamento		Processo a F.A. ad alto carico*	Processo a F.A. a basso carico*	Nitrificazione + Denitrificazione*
COD	Rendimento [%]	75-80	80-85	-
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	80-100	60-80	-
SS	Rendimento [%]	-	-	-
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	25	20	-
N_{tot}	Rendimento [%]	15-25	20-35	60-85
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	30	30	10-15
P_{tot}	Rendimento [%]	15-25	20-30	-
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	3	3	-
<i>E. Coli</i>	Rendimento [%]	90	90	-
	Concentrazione _{OUT} [UFC/100mL]	10^4 - 10^6	10^4 - 10^6	-

* con o senza sedimentazione primaria.

Fonte: ISPRA, 2009

Operazioni di manutenzione

Le operazioni di manutenzione da effettuare durante il normale esercizio di un impianto a fanghi attivi sono legate principalmente al sistema di diffusione dell'ossigeno. Nel caso di utilizzo di aeratori meccanici, è bene verificarne il corretto funzionamento soprattutto nelle zone a clima molto rigido; nel caso in cui si adottino invece sistemi di aerazione diffusa, è importante eseguire la manutenzione del sistema di filtrazione dell'aria, dei compressori e dei diffusori.

È buona norma inoltre controllare (circa con frequenza settimanale) le apparecchiature elettromeccaniche installate sull'impianto, nonché le sonde di misura dei diversi parametri operativi (Passino, 1995).

Campi di applicazione

Dal punto di vista funzionale, il processo a fanghi attivi non si adatta molto bene alle attività residenziali o industriali a carattere stagionale. Se correttamente dimensionato e gestito, il sistema presenta un'elevata affidabilità con una resa depurativa stabile nel tempo.

Allegato C

I processi biologici tradizionali a fanghi attivi sono molto diffusi ma richiedono notevoli volumi per realizzare l'abbattimento dell'azoto e il legame di interdipendenza tra il processo stesso e la sedimentabilità del fango. Variazioni di pH, di ossigeno, di temperatura, nonché carenza di sostanza organica e di nutrienti, favoriscono la proliferazione di batteri filamentosi che sedimentano con difficoltà e possono così fuoriuscire dal sedimentatore diminuendo drasticamente l'efficienza dell'intero processo.

3.2.2 Processi MBR (*Membrane Biological Reactor*)

Principi di funzionamento

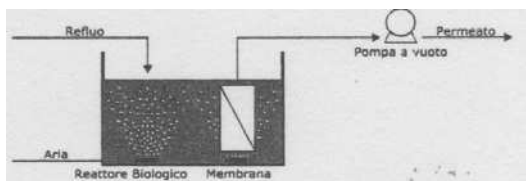
La tecnologia degli MBR si è sviluppata dall'impiego sinergico di due tecnologie note da tempo: i convenzionali processi a biomassa sospesa e la filtrazione su membrane. Nei processi biologici a membrana la biomassa, anziché essere separata dall'acqua depurata per mezzo di un sedimentatore, viene separata da una membrana immersa nel reattore stesso (membrana sommersa) o in una vasca appositamente dedicata (*side-stream*).

Nella configurazione a membrana sommersa (figura 3.11(a)) la membrana è inserita direttamente nel reattore biologico, i solidi sono trattenuti all'interno della vasca mentre il permeato (acqua depurata) è estratto grazie ad una pompa che opera una depressione di 0,1-0,6 bar. In tale situazione non viene richiesta movimentazione della torbida (liquido con impurità in sospensione) da una vasca all'altra. Per limitare lo sporco della membrana a contatto con il fango attivo, i moduli di filtrazione sono dotati di un sistema d'insufflazione di aria a bolle grosse che crea notevole turbolenza in prossimità della superficie della membrana e così rimuove il deposito di biomassa sulla stessa. Quest'aria svolge un'azione prevalentemente meccanica e va ad aggiungersi alla normale fornitura necessaria al processo degradativo.

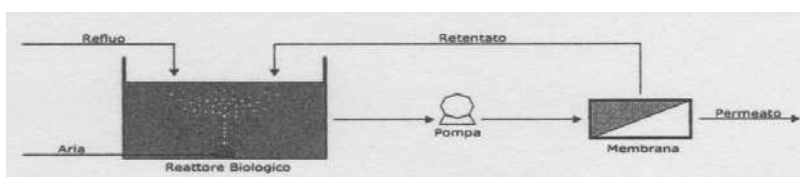
Nella configurazione *side-stream* (figura 3.11(b)) la torbida, invece, è inviata tramite una pompa alla sezione di filtrazione, che è distinta dal reattore biologico; il fango trattenuto (*retentato*) viene ricircolato al bioreattore, mentre il permeato viene inviato allo scarico. Le membrane esterne operano a velocità tangenziali, pressioni trans-membrana e flussi più elevati rispetto a quelle sommerse e sono di facile installazione nel caso d'interventi di upgrading di impianti esistenti. Tuttavia i costi di pompaggio e la possibile rottura dei fiocchi, causata dal passaggio della miscela aerata attraverso la pompa possono peggiorare le prestazioni dell'impianto, con conseguente incremento della velocità di sporco delle membrane. Inoltre, in questi tipi d'impianti, il *fouling* è più pronunciato a causa del maggiore flusso di permeato in fase di esercizio (Bonomo, 2008).

Allegato C

Figura 3.11 – Processo MBR: schema a membrana sommersa (a); schema side-stream (b).



(a) membrana immersa nel reattore di ossidazione biologica



(b) membrana esterna al reattore di ossidazione biologica

Fonte: Pirozzi, 2013

I sistemi MBR hanno i seguenti vantaggi (Gruppo di Lavoro “Gestione impianti di depurazione”, 2010):

- la forma di aggregazione della biomassa non causa più problemi di rendimento depurativo in quanto la membrana trattiene sia i batteri fioccoformatori sia i filamentosi; è quindi possibile lavorare con carichi del fango molto bassi (0,04–0,08 kgBOD/(kgSS·d)) e concentrazioni di fango maggiori (10–18 kgSS/m³) rispetto ai processi tradizionali a fanghi attivi;
- la possibilità di lavorare con concentrazioni di fango elevate comporta minori volumi delle vasche, e a ciò va sommata l'assenza del sedimentatore, con un ulteriore risparmio di spazio e di opere civili; complessivamente, quindi, con i reattori MBR si può realizzare un impianto di volumetria da metà a un terzo rispetto all'equivalente impianto a fanghi attivi;
- l'elevata età del fango che si può mantenere in questi processi (superiore a 50 giorni) permette una mineralizzazione molto spinta della sostanza organica, una nitrificazione combinata con rese assai elevate e una limitatissima produzione di fango di supero molto stabilizzato;
- la ritenzione della biomassa nel reattore da parte della membrana rende spesso non necessaria la disinfezione per il rispetto dei limiti batteriologici allo scarico.

Le membrane utilizzate nei reattori biologici sono principalmente quelle per microfiltrazione e ultrafiltrazione.

Per quanto riguarda le prestazioni degli impianti MBR, nella tabella 3.4 sono riportati i rendimenti di rimozione medi, nonché le concentrazioni in uscita dei principali inquinanti per un processo di microfiltrazione ed ultrafiltrazione. In presenza di trattamenti specifici per l'abbattimento di azoto e fosforo si ottengono rendimenti di rimozione analoghi a quelli già riportati nel paragrafo 3.2.1 (processo a fanghi attivi).

Allegato C

Tabella 3.4 – Rendimenti di rimozione e concentrazioni in uscita dei principali parametri inquinanti per i sistemi MBR.

Tipologia di trattamento		MBR (microfiltrazione ed ultrafiltrazione)
COD	Rendimento [%]	90
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	30-50
SS	Rendimento [%]	-
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	1
<i>E. Coli</i>	Rendimento [%]	99,9
	Concentrazione _{OUT} [UFC/100mL]	10 ¹ -10 ²

Fonte: ISPRA, 2009

Operazioni di manutenzione

Il principale problema dei processi biologici a membrana è dato dallo sporcamento o fouling da parte del fango trattenuto e da altri fenomeni (precipitazione di composti poco solubili, formazione di gel a partire da materiali colloidali, accrescimento di biomassa). Per mantenere pulite le membrane e limitare gli effetti dello sporcamento occorre innanzitutto prevedere trattamenti primari più spinti (staccatura, dissabbiatura-disoleatura), installare un sistema di aerazione locale della membrana che mantenga una turbolenza tale da ostacolare la deposizione di solidi sulla superficie e la formazione di pellicole biologiche, eseguire regolari cicli di controlavaggio con l'acqua permeata oppure con soluzioni diluite di reagenti chimici acidi o alcalini.

Campi di applicazione

Il limite di utilizzo dei processi MBR è correlato all'incidenza del costo delle apparecchiature installate, soprattutto al di sotto di certe potenzialità, ed all'onere gestionale sia nei confronti del processo (soprattutto a causa dei costi energetici elevati), che delle apparecchiature elettromeccaniche (che necessitano di frequenti interventi di manutenzione).

I risultati conseguibili rendono adatto tale processo in situazioni in cui si richieda un livello depurativo molto stringente abbinato ad un'elevatissima rimozione della carica microbiologica, oppure in zone ove sia richiesto un limitato impegno di spazio.

3.2.3 Processi SBR (Sequencing Batch Reactor), SBBR (Sequencing Batch Biofilm Reactor) e SBBGR (Sequencing Batch Biofilter Granular Reactor)

Principi di funzionamento

I reattori discontinui sequenziali operano con colture miste in fase sospesa (SBR) o adesa su supporti di varia natura (SBBR). Rispetto agli impianti convenzionali a fanghi attivi l'SBR opera con fasi che si succedono nel tempo e pertanto opera in stato non stazionario (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010).

L'applicazione dei sistemi SBR al trattamento delle acque di scarico le cui caratteristiche quali-quantitative sono soggette a variazioni non sempre prevedibili risulta vantaggiosa; la flessibilità operativa di tale tecnologia infatti consente di migliorare le prestazioni del sistema in maniera tale che l'impatto associato alle variazioni di carico dei contaminanti sia minimizzato.

Allegato C

L'ampiezza e la frequenza della periodicità del sistema possono essere regolate in base agli specifici risultati che si vogliono ottenere a lungo termine (ad es. migliorare la sedimentabilità dei fanghi, incrementare le frazioni delle popolazioni nitrificanti e denitrificanti, ecc.).

Un sistema SBR consiste di uno o più unità ciascuna delle quali, dopo la fase iniziale di riempimento, opera come un reattore discontinuo. L'essenziale differenza tra un SBR e un sistema convenzionale continuo è che in ogni unità del reattore sequenziale le varie fasi di equalizzazione, reazione e sedimentazione avvengono in sequenza temporale anziché spaziale.

La durata del ciclo ossia il tempo richiesto per completare le varie fasi del processo è il parametro di base per il dimensionamento di un sistema SBR così come lo è il volume di un sistema tradizionale che opera in sequenza spaziale.

Un sistema di trattamento SBR può essere realizzato prevedendo un singolo reattore o più reattori in parallelo a seconda che sia disponibile o meno un'unità di stoccaggio. Il ciclo tipico di ogni unità in un SBR è suddiviso in sei fasi in sequenza temporale (figura 3.12): alimentazione, reazione, sedimentazione, scarico dell'effluente, spurgo dei fanghi, stasi.

La fase di alimentazione - Durante l'alimentazione, l'influenza è addizionata alla biomassa sedimentata e al volume residuo di effluente del ciclo precedente. Il volume di liquido cresce dal livello iniziale, fino ad un massimo del 100% del volume utile.

Il tempo di alimentazione dipende dalla capacità dell'unità di stoccaggio se presente, dal volume di ogni unità, dal numero di unità in parallelo e dall'ampiezza delle variazioni giornaliere della portata dell'acqua di scarico.

La fase di reazione - Le reazioni iniziate durante il periodo di alimentazione sono completate nella fase di reazione. Come nell'alimentazione, è possibile alternare condizioni di anossia (reazione miscelata senza aerazione) a concentrazioni elevate di ossigeno disciolto (reazione miscelata ed aerata). Il livello di liquido rimane costante durante tutta la reazione.

La fase di sedimentazione - Avviene in completa quiete in quanto non si hanno né correnti influenti né effluenti. Pertanto la fase di sedimentazione avviene a velocità ascensionale nulla e ciò garantisce un'elevata efficienza di separazione. Inoltre, siccome tutta la biomassa rimane nel reattore, che in questa fase funziona da sedimentatore, non occorre effettuare il riciclo dei fanghi, che è invece necessario in un sistema convenzionale.

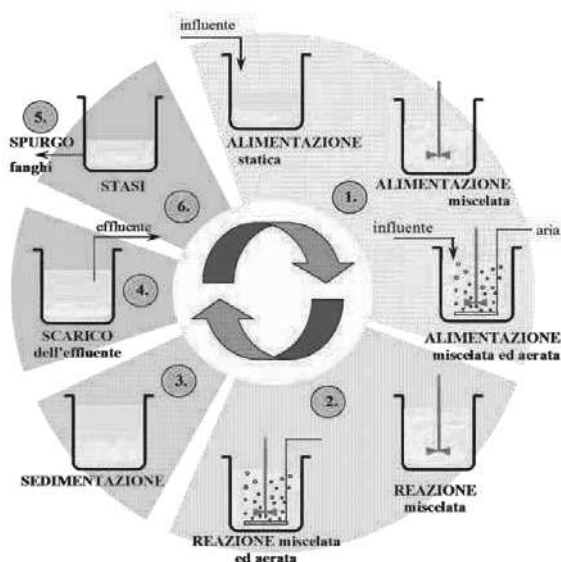
La fase di scarico dell'effluente - Alla fine della sedimentazione, l'effluente chiarificato viene scaricato dal sistema.

La fase di spurgo dei fanghi - In questa fase viene eliminata la biomassa prodotta in eccesso rispetto al valore ottimale prestabilito. Tale fase può essere realizzata a fine reazione, in condizioni di completa miscelazione oppure, sul fango sedimentato.

La fase di stasi - Dopo la fase di scarico, il reattore è pronto per ricevere altra acqua da trattare. Tale tempo può essere usato efficacemente, ad esempio provvedendo allo spurgo dei fanghi. La fase di stasi si basa sulla necessità di equalizzare il flusso e sull'incertezza delle fluttuazioni di portata.

Allegato C

Figura 3.12 – Schematizzazione di un tipico ciclo di un sistema SBR.



Fonte: Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010

Le prestazioni conseguibili con un processo SBR sono del tutto analoghe a quelle riportate per il trattamento a fanghi attivi (vedi tabella 3.3)

La tecnologia **SBBGR** si basa su un biofiltro a funzionamento discontinuo nel quale la biomassa cresce prevalentemente sotto forma di granuli ad elevata densità. Tali granuli sono intrappolati nei pori interstiziali del materiale di riempimento del biofiltro consentendo di raggiungere elevate concentrazioni di biomassa (fino a 40 kg/m³ di letto) con risvolti positivi sulle capacità di trattamento e sulla produzione di fango.

Recentemente i processi sequenziali a biomassa granulare (sia in fase sospesa che in fase adesa) stanno riscuotendo un crescente interesse per i brillanti risultati ottenuti sia in termini di efficienza depurativa che di economicità. Sebbene non ancora realizzati in piena scala tali processi meritano una citazione per i prevedibili interessanti sviluppi a medio termine.

Tale tecnologia permette di ottenere efficienze di rimozione del COD, solidi sospesi ed azoto maggiori del 80% anche in condizioni di tempi di residenza idraulici di 4 h; di particolare interesse è stata la bassissima produzione di fango (quasi un ordine di grandezza inferiore rispetto a quella dei sistemi a fanghi attivi).

In sintesi tali sistemi risultano molto compatti, flessibili e a bassa produzione di fango (Di laconi *et al.*, 2008).

Operazioni di manutenzione

Le operazioni di manutenzione sono sostanzialmente analoghe a quelle già descritte per il processo a fanghi attivi.

Allegato C

Campi di applicazione

Tali sistemi vengono applicati ad impianti al servizio di piccole comunità per:

1. motivi di affidabilità e di economia gestionale (la conversione di impianti di trattamento o di fosse settiche già esistenti a configurazioni di questo tipo può essere considerata di semplice attuazione);
2. la natura batch di tali reattori consente alla vasca di reazione stessa di fungere da bacino di equalizzazione evitando picchi di concentrazione e/o di portata che potrebbero inficiare la qualità dell'effluente;
3. assenza di problemi legati alla presenza di vie preferenziali (short circuiting);
4. assenza di velocità ascensionale nella fase di sedimentazione garantendo un'ottima efficienza di separazione;
5. notevole flessibilità di funzionamento (ad es. la fase di reazione può essere modificata semplicemente variando i tempi di durata e le modalità di conduzione);
6. elevata sedimentabilità e resistenza agli shock meccanici dei fanghi;
7. assenza di pompe per il ricircolo dei fanghi, essendo questi ultimi sempre presenti nel reattore.

3.2.4 Processi MBBR (Moving Bed Bio Reactors) puri e ibridi

Principi di funzionamento

I reattori a letto mobile utilizzano una biomassa batterica che, anziché formare aggregati fioccosi liberamente dispersi nella matrice acquosa, è adesa a dei supporti di piccole dimensioni che vengono mantenuti in sospensione dall'insufflazione dell'aria (nel caso dei trattamenti aerobici – figura 3.13(a)) oppure per azione meccanica (nel caso dei trattamenti anaerobici – figura 3.13(b)) o per combinazione dei due sistemi. Questo garantisce la realizzazione di reattori a completa miscelazione, quindi si riduce la presenza di zone idraulicamente morte sfruttando al massimo il volume disponibile.

I supporti sono liberi di muoversi e quindi non mantengono fisse né le mutue posizioni né quelle rispetto al reattore. Nei reattori vengono mantenuti in movimento elementi di supporto (con grado di riempimento dal 30 al 60%), che possono essere realizzati in diversi materiali, e sui quali si sviluppa la pellicola biologica.

Il biofilm che si forma su tali supporti è funzione del carico organico associato al refluo in ingresso.

Le vasche sono dotate di opportune griglie per evitare il trascinarsi e la fuoriuscita degli elementi dal reattore.

I principali vantaggi dei sistemi MBBR sono i seguenti (Bonomo, 2008; Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010):

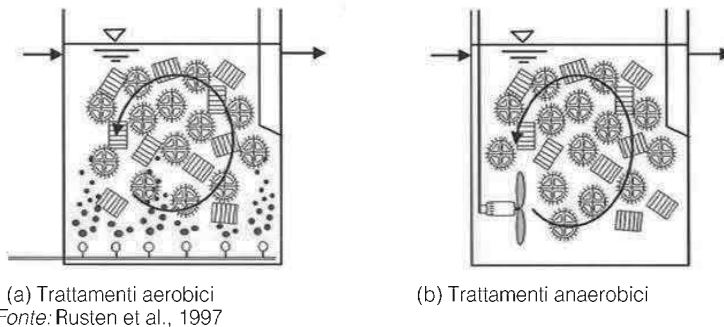
- facile impiego per l'upgrading di impianti a fanghi attivi;
- limitato ingombro rispetto ad un tradizionale fango attivo;
- limitate perdite di carico (no formazioni di percorsi preferenziali tra i supporti);
- livelli di depurazione elevati per BOD, COD e SST;
- pressoché totale assenza di manutenzione all'equipaggiamento tecnologico.

Allegato C

Di contro, vanno ricordati:

- gli elevati consumi energetici;
- la presenza obbligata di un sistema ad aria a bolle medio-grandi, con efficienze di trasferimento dell'ossigeno più basse e maggiori costi operativi rispetto ai sistemi a bolle fini;
- la presenza di un sistema di filtrazione finale a valle del reattore;
- la necessità di personale qualificato.

Figura 3.13 – Schema di un processo MBBR.



Una variante al sistema MBBR puro riguarda il processo **MBBR ibrido o combinato** in cui si prevede il contemporaneo mantenimento nel reattore di supporti colonizzati e di fiocchi sospesi; in questi casi è d'obbligo prevedere la presenza di un sedimentatore secondario con relativo ricircolo di biomassa. Tale variante permette di avere concentrazioni di biomassa (adesa e sospesa) in vasca decisamente elevate potendo quindi aumentare i carichi in ingresso al comparto ed una significativa flessibilità potendosi regolare sia il ricircolo di biomassa sospesa, sia la quantità di corpi di riempimento e quindi di biomassa adesa.

Le prestazioni dei sistemi MBBR sono analoghe a quelli dei processi a fanghi attivi, a parità di conformazione; la struttura dell'impianto è simile, salvo l'importante differenza costituita dal minor ingombro dei sedimentatori finali che ne facilita notevolmente l'inserimento ambientale.

Operazioni di manutenzione

La principale operazione di manutenzione dei processi MBBR è connessa ai sistemi di diffusione dell'ossigeno. Nei sistemi MBBR esiste la criticità dovuta all'impossibilità di svuotare le vasche, ovvero rimuovere tutti i supporti plastici, per eseguire il periodico intervento di manutenzione e lavaggio delle candele ceramiche (generalmente adottate come sistema di fornitura dell'ossigeno). Per questo motivo è normalmente previsto un sistema di estrazione che consente di svolgere le operazioni di lavaggio senza dover svuotare le vasche.

Allegato C

Campi di applicazione

I reattori MBBR possono essere utilizzati per la rimozione della sostanza organica, per i processi di nitrificazione e denitrificazione (mediante diverse configurazioni impiantistiche) ma non ancora per la rimozione biologica del fosforo (Bonomo, 2008).

3.2.5 Letti percolatori

Principi di funzionamento

I **letti percolatori** sono costituiti da un letto poroso che fornisce una vasta superficie per unità di volume su cui si forma il film biologico attivo (1-3 mm). Un sistema di spruzzatori distribuisce il liquame da trattare che, percolando sul biofilm, subisce l'ossidazione biocchimica della sostanza organica. I letti percolatori devono sempre essere preceduti da una sedimentazione o da una micro-staccatura per l'eliminazione dei solidi sospesi che potrebbero occludere i pori del letto; anche a valle va prevista un'altra sedimentazione o micro-staccatura per separare le pellicole di spoglio dall'acqua depurata (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010).

Il materiale di riempimento può essere costituito da pietrisco (con pezzatura compresa tra 4 e 8 cm) oppure da materiale plastico ad alta superficie specifica ed elevato indice di vuoto.

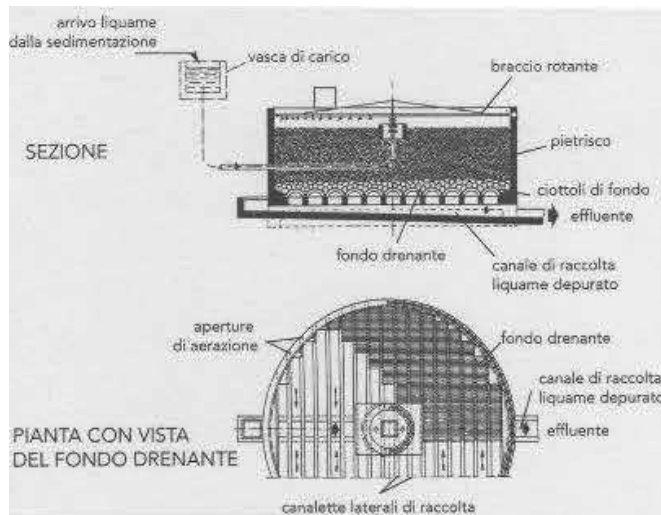
Nella figura 3.14 è riportato lo schema di un tradizionale letto percolatore, nel quale il liquame è normalmente distribuito sulla superficie del filtro con ugelli disposti su un braccio che ruota per effetto della reazione dinamica del liquido effluente.

Il principale parametro di dimensionamento è il carico organico volumetrico; con i materiali di riempimento plastico i valori usuali sono compresi tra 0,3-0,5 kgBOD/(m³·d); il rendimento di abbattimento della sostanza organica da parte di un filtro percolatore può variare dal 60 al 95% in relazione al carico organico volumetrico applicato. Per quanto riguarda azoto e fosforo, i rendimenti ottenibili sono inferiori al 25% nel caso in cui non siano presenti idonei trattamenti specifici per la rimozione di tali inquinanti; qualora si adottino tali soluzioni si può arrivare anche a valori del 50% per N_{tot} e del 70% per P_{tot}. Il carico idraulico superficiale è il secondo parametro su cui viene dimensionato l'impianto; valori usuali sono 2-3 m³/(m²·h), e in fase di gestione può essere variato con la portata di ricircolo dell'effluente.

La resa depurativa può essere influenzata da vari fattori, in particolare dalla temperatura e dal ricircolo.

Allegato C

Figura 3.14 – Schema di un tradizionale letto percolatore.



Fonte: Masotti, 2011

Operazioni di manutenzione

L'intasamento del filtro può essere causa di odori sgradevoli. Insetti possono svilupparsi nel caso di una portata di ricircolo troppo bassa e un carico idraulico intermittente. La maggior parte di questi inconvenienti può essere corretta modulando la portata di ricircolo, agendo sui trattamenti primari (vasca Imhoff, vasca di equalizzazione), sui corpi di riempimento (variando la pezzatura) o sui sistemi di ventilazione.

Campi di applicazione

Sono spesso utilizzati nei piccoli impianti in quanto hanno minori costi energetici rispetto a quelli a fanghi attivi e sono in generale caratterizzati da un'affidabilità soddisfacente, anche se talora condizionata dalla sensibilità alle temperature più rigide.

Tra i vantaggi di questo sistema vi sono senz'altro la semplicità impiantistica e gestionale e l'elevata stabilità del processo.

3.2.6 Reattori sommersi a letto fisso (biofiltri)

Principi di funzionamento

I reattori sommersi a letto fisso o biofiltri si differenziano dai letti percolatori in quanto il materiale di riempimento è completamente immerso nel liquame da trattare e l'aerazione è artificiale; i microrganismi aderiscono al corpo di riempimento.

Il flusso di alimentazione può essere ascendente (figura 3.15), discendente (figura 3.16) oppure trasversale. Anche in questo caso è da prevedere oltre ad una preventiva sedimentazione primaria anche la rimozione periodica di solidi accumulati attraverso opportuni cicli di lavaggio.

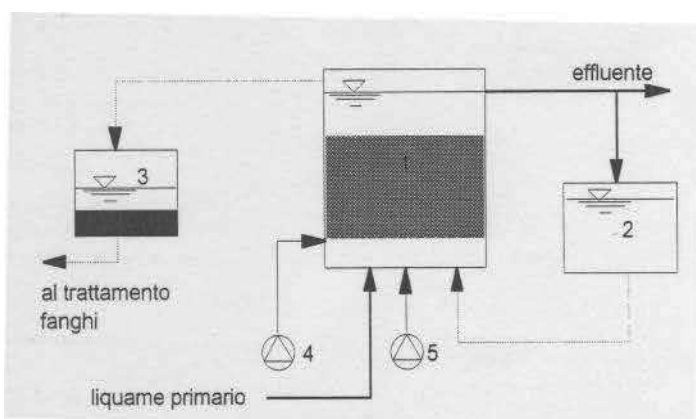
Il ricircolo dell'effluente viene talvolta effettuato per diluire il liquame di alimentazione, ma anche per creare una migliore miscelazione e per ridurre eventuali sovraccarichi temporanei.

Allegato C

Il processo permette la rimozione biologica aerobica di vari substrati (ad esempio carbonioso, ammoniacale, nitrico ecc.) e la ritenzione dei solidi avviene per filtrazione (Vismara, 1998).

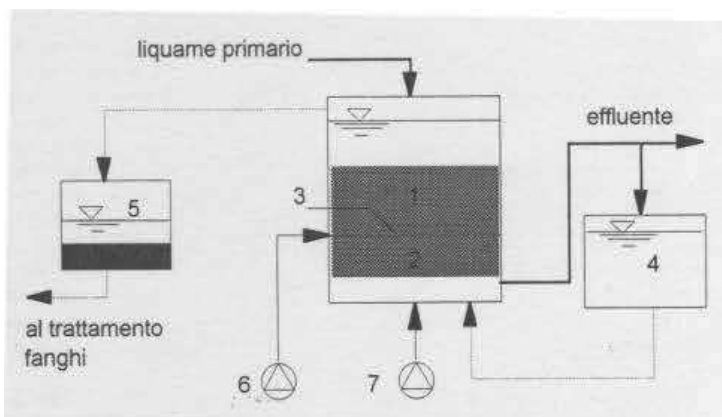
In questi sistemi la concentrazione di ossigeno disciolto viene mantenuta in un intervallo compreso tra 3 e 6 mgO₂/L.

Figura 3.15 – Schema di un filtro biologico sommerso aerato a flusso ascendente.



1-mezzo di supporto (argilla espansa); 2-accumulo effluente per i cicli di lavaggio; 3-accumulo fanghi asportati durante i cicli di lavaggio; 4-soffiante aria di esercizio normale; 5-soffiante aria di controlavaggio
 Fonte: Vismara, 1988

Figura 3.16 – Schema di un filtro biologico sommerso aerato a flusso discendente.



1-mezzo di supporto lapideo, zona di ossidazione; 2-zona di filtrazione; 3-griglia di aerazione; 4-accumulo effluente per i cicli di lavaggio; 5-accumulo fanghi asportati durante i cicli di lavaggio; 6-soffiante aria di esercizio normale; 7-soffiante aria di controlavaggio
 Fonte: Vismara, 1988

Allegato C

Per effetto del passaggio dei reflui attraverso il materiale di contatto (e quindi una vera e propria filtrazione) le concentrazioni di SST in uscita non sono superiori a 10-15 mg/L e di BOD₅ dell'ordine dei 5 mg/L (Masotti, 2011).

Operazioni di manutenzione

Le operazioni di manutenzione da prevedere sono connesse alla riduzione del problema di intasamento del filtro; a volte è previsto di ricircolare parte dell'effluente depurato, proprio per ovviare a tale problematica.

Inoltre è bene controllare che non ci sia presenza di spazi morti che comporterebbe drastiche riduzioni di efficienza; questo fatto si verifica soprattutto nel caso in cui non ci sia una distribuzione uniforme del liquame in ingresso al sistema.

Campi di applicazione

Per l'applicazione di questo sistema il requisito fondamentale è la limitazione delle concentrazioni di solidi sospesi in ingresso. Non è possibile utilizzare biofiltri con concentrazioni di SST in ingresso superiori a 100 mg/L a causa dei gravi problemi di intasamento; pertanto l'efficienza del sistema si riduce a seguito del significativo incremento nella frequenza dei controlavaggi.

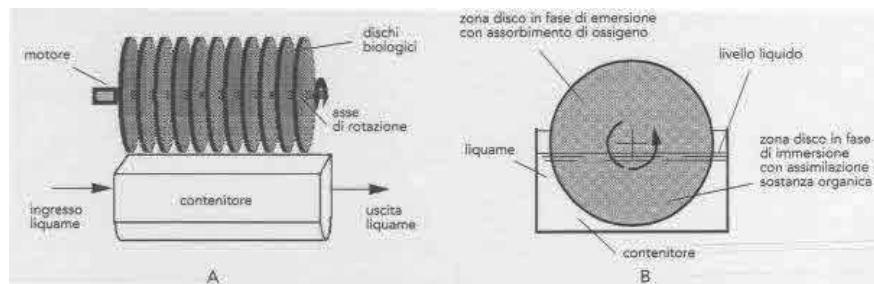
3.2.7 Dischi biologici

Principi di funzionamento

I **dischi biologici** o biodischi sono sistemi monoblocco molto compatti costituiti da dischi in materiale plastico o metallico di diametro anche superiore a 3 m con superficie ondulata (figura 3.17). Sono immersi parzialmente nel liquido da trattare (in misura pari a 40% del loro diametro) e ruotano lentamente (2-5 giri al minuto) portando la biomassa a contatto con l'aria e fornendogli così l'ossigeno. La rotazione del rullo facilita inoltre il distacco della pellicola biologica di supero.

Il principio operativo è analogo a quello dei letti percolatori, con la differenza che in questo caso il supporto è mobile anziché fisso; analogamente ai letti percolatori, prima di un impianto a biodischi è necessaria una sedimentazione (fossa Imhoff) per eliminare i solidi sospesi che potrebbero creare intasamenti e un'altra a valle per separare le pellicole di spoglio dall'acqua depurata.

Figura 3.17 – Principio di funzionamento di un impianto a dischi biologici: A) batteria di dischi con contenitore; B) vista frontale di un disco.



Fonte: Masotti, 2011

Allegato C

Il trattamento è normalmente realizzato in più stadi successivi, costituiti da batterie di dischi in parallelo, disposti ciascuno in una porzione di vasca separata, tramite un setto, dalla porzione successiva, pertanto con uno schema impiantistico di più reattori a miscelazione completa disposti in serie. Il grado di depurazione è tanto più elevato quanto più alto è il numero di stadi successivi. Generalmente si prevedono almeno due stadi in serie e si possono ottenere rendimenti di rimozione dell'85-90% del BOD₅ trattando liquami urbani. Per arrivare a rimozioni del 95% occorre che l'impianto operi con 3-4 stadi.

I dischi biologici che lavorano a basso carico si prestano ad una sostanziale nitrificazione dei composti ammoniacali presenti nel liquame da trattare. Nella tabella 3.5 sono indicati i rendimenti medi di nitrificazione in funzione della temperatura e del carico specifico di N-NH₄⁺.

Per quanto riguarda gli altri inquinanti, i rendimenti di abbattimento sono analoghi a quelli del processo a fanghi attivi (paragrafo 3.2.1).

Tabella 3.5 – Rendimenti medi di nitrificazione al variare del carico specifico di N-NH₄⁺.

Rendimento medio di nitrificazione [%]	Carico specifico di azoto [g N-NH ₄ ⁺ /(m ² ·d)]		
	10 °C	20 °C	30 °C
90	1,0	1,35	2,1
95	0,75	1,1	1,7

Fonte: Masotti, 2011

Operazioni di manutenzione

I biodischi dovrebbero essere coperti (solitamente con involucri prefabbricati in vetroresina) per evitare la diffusione di maleodorazioni e garantire la protezione della struttura in plastica dall'azione del sole e la biomassa dai rigori invernali.

Campi di applicazione

I bassi consumi energetici e la gestione assai semplificata sono i fattori principali che giocano a favore di questo tipo di reattori per le piccole installazioni (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010).

Nel caso in cui ci fosse la necessità di ridurre in maniera significativa i solidi sospesi presenti nell'effluente finale (anche a valori al di sotto dei 10 mg/L) si tenga presente che sono in commercio sistema ultracompatti composti da un sistema biologico a biomassa adesa su supporto mobile (biorullo) seguito da un sistema di filtrazione su tela.

Allegato C

3.2.8 Letti fluidizzati

Principi di funzionamento

Nei **letti fluidizzati** il materiale di supporto per la biomassa è costituito da sabbia silicea (la cui pezzatura è generalmente compresa tra 0,2 e 0,7 mm) che viene mantenuta fluidizzata sia dal liquame in ingresso al reattore sia dal ricircolo.

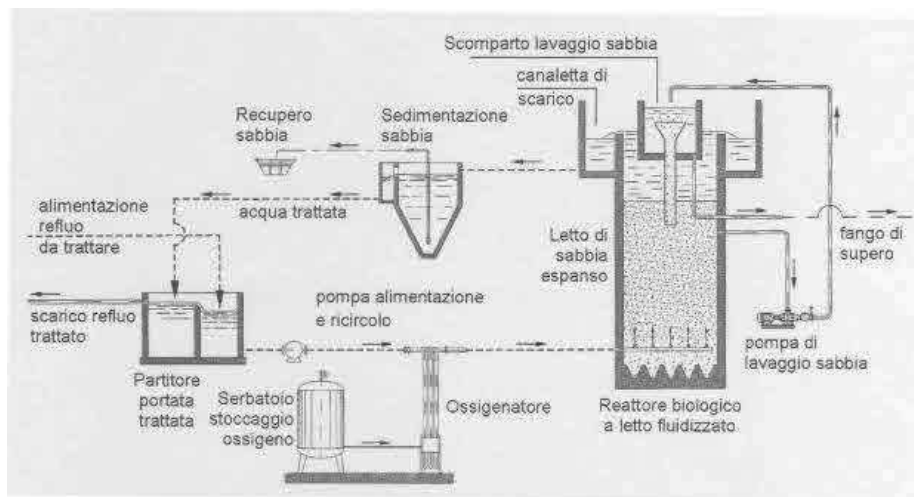
La velocità di fluidizzazione dipende da diversi fattori ma generalmente viene mantenuta tra 10 e 40 m/h; i reattori hanno sezione ristretta con altezze che possono anche superare i 15 m.

I letti fluidizzati di concreta applicabilità sono finora quelli bifasici con presenza di una fase solida (sabbia) e di una fase liquida (acqua), ma senza immissione diretta nel reattore di una fase gassosa (per l'ossigenazione). In tali reattori è quindi necessario operare una pre-ossigenazione (con ossigeno puro oppure aria) del liquame da trattare, prima della sua immissione nel letto. La fornitura di ossigeno da fornire corrisponde (con adeguati margini di sicurezza) a quella richiesta per le reazioni biologiche. Tenuto conto delle concentrazioni di O_2 solubilizzabili, tale esigenza può essere soddisfatta solo con reflui assai più diluiti di quanto di norma non si riscontri all'origine; pertanto può essere previsto un adeguato ricircolo, immettendo una portata di refluo trattato nel flusso in alimentazione al reattore, allo scopo di ridurre la concentrazioni di ossigeno richiesta.

Nella figura 3.19 è riportato lo schema di un letto fluidizzato bifasico.

Allegato C

Figura 3.19 – Schema di un impianto a letto fluidizzato con pre-ossigenazione.



Fonte: Bonomo, 2008

I vantaggi principali conseguenti con l'adozione dei processi a letto fluidizzato sono i seguenti (Metcalf & Eddy, 2006):

- il tempo di residenza cellulare (SRT) è estremamente lungo e, pertanto, i microrganismi hanno a disposizione tempi adeguati per provvedere alla degradazione dei composti tossici;
- l'effluente ha una buona qualità, soprattutto in termini di COD e SST;
- il metodo di ossigenazione utilizzato evita lo stripping e l'emissione in atmosfera dei composti organici tossici.

Per quanto riguarda le prestazioni di tali processi, si possono arrivare a rendimenti di rimozione della sostanza organica sino al 90%, operando con carichi volumetrici rilevanti (fino a $5 \text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) in virtù dell'elevata concentrazione di biomassa (fino a 20 gSS/L) e della sua intensa attività dovuta al limitato spessore dei biofilm totalmente penetrati dall'ossigeno.

Operazioni di manutenzione

Le operazioni di manutenzione sono correlate al sistema di pre-ossigenazione del refluo in ingresso, nonché all'eventuale reintegro della sabbia che costituisce il letto.

Campi di applicazione

I limiti applicativi riguardano le difficoltà gestionali soprattutto in merito al mantenimento dell'uniformità del grado di fluidizzazione del letto.

Tali sistemi sono si dimostrano particolarmente interessanti laddove gli spazi occupati assumono un'importanza fondamentale; esistono applicazioni per piccole comunità dell'ordine di 500-3.000 A.E. (Masotti, 2011).

Allegato C

3.2.9 Lagunaggio (stagni biologici)

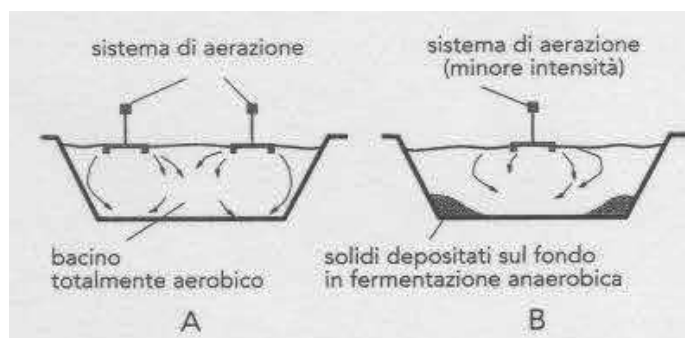
Principi di funzionamento

Gli **stagni biologici** costituiscono il sistema più semplice di depurazione biologica. Sono stagni alimentati da liquami che subiscono un effetto di autodepurazione ad opera di batteri ed alghe che si sviluppano all'interno del sistema. I liquami vengono di norma messi nel bacino con un carico organico molto basso, mentre il tempo di residenza è elevato. I bacini vengono di solito scavati nel terreno e devono essere impermeabilizzati per evitare infiltrazioni nel sottosuolo. Lo stagno biologico richiede la disponibilità di ampie superfici in rapporto alla quantità di liquami trattati ma i dispositivi tecnologici e i consumi energetici sono molto bassi. Gli stagni occupano quindi superfici molto estese e questa è la ragione della loro limitata applicazione. Si possono distinguere quattro tipologie di stagni biologici che si differenziano in base alla profondità e alla presenza o meno di ossigeno disciolto (Metcalf & Eddy, 2006).

1. Stagni anaerobici: caratterizzati da una maggiore profondità (3-5 m), da un carico organico relativamente alto, e dall'assenza di ossigeno; i processi depurativi che si instaurano sono di tipo anaerobico.
2. Stagni areati: profondi circa 3 m, mantenuti in condizioni aerobiche a qualsiasi profondità da un sistema di aerazione artificiale; i carichi organici sono relativamente elevati e la popolazione microbica è riconducibile a quella degli impianti a fanghi attivi.
3. Stagni facoltativi: di profondità pari a 0,8-2 m, con una zona superiore aerobica, dove l'ossigeno è fornito dalle alghe, ed una inferiore anaerobica; le popolazioni batteriche sono differenti alle due profondità.
4. Stagni aerobici: hanno ambiente completamente aerobico grazie alla bassa profondità (circa 0,8m), la quale consente una completa diffusione dell'ossigeno; nello strato superficiale si formano abbondanti alghe.

Nella figura 3.20 sono riportate due differenti tipologie di stagni aerati: gli stagni aerobici e quelli facoltativi.

Figura 3.20 – Schema di due tipi di stagni aerati: A) stagno aerobico; B) stagno facoltativo.



Fonte: Masotti, 2011

Allegato C

Per quanto riguarda le prestazioni di tali sistemi, normalmente è il progettista che fissa il rendimento di rimozione della sostanza organica biodegradabile (riferito alla frazione solubile), imponendo, in fase di dimensionamento, una concentrazione di BOD₅ solubile nell'effluente. Tuttavia, si è visto che l'effluente risulta comunque carico di solidi sospesi, pertanto con rendimenti depurativi molto bassi. Queste scarse prestazioni si ripercuotono in altrettanto bassi rendimenti nella rimozione di BOD₅, che non superano il 50-60% (Masotti, 2011).

Risulta perciò evidente che, nel caso si vogliano pervenire ad elevati rendimenti di rimozione dei solidi sospesi (e pertanto del BOD), occorre prevedere un trattamento finale per l'abbattimento dei solidi sospesi (Masotti, 2011).

Relativamente all'azoto, i tempi di ritenzione idraulica, che corrispondono all'età del fango in mancanza di ricircolo, consentono il raggiungimento di una nitrificazione non sempre completa e solo nel periodo estivo. La denitrificazione avviene invece nelle zone profonde degli stagni; gli abbattimenti raggiungibili non sono tuttavia prevedibili. Si possono comunque stimare rimozioni dell'azoto totale dell'ordine del 45%. I rendimenti di abbattimento del fosforo non superano invece il 15-25% (Masotti, 2011).

Operazioni di manutenzione

La gestione degli impianti di lagunaggio è semplice. Nel caso in cui siano previsti sistemi di aerazione si richiedono comunque periodici interventi di manutenzione. È necessario inoltre eseguire periodicamente la pulizia delle scarpate, nonché la rimozione dei fanghi accumulatisi nel corso del tempo (IReR, 2004; Masotti, 2011).

Campi di applicazione

I limiti applicativi di questa tecnologia sono insiti nella richiesta di superficie elevate, soprattutto nel caso non siano presenti sistemi di aerazione: si consiglia pertanto una potenzialità massima di 1.000 A.E.. Tali sistemi sono proponibili in zone con basse densità abitative.

3.2.10 Fitodepurazione

Principi di funzionamento

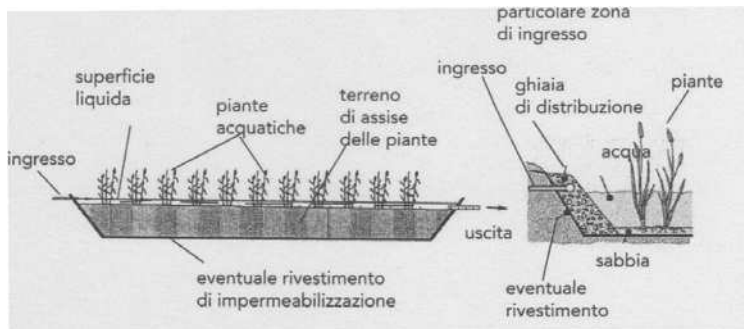
La fitodepurazione è un processo di trattamento delle acque di scarico che riproduce all'interno di sistemi artificiali i naturali processi auto depurativi che avvengono nelle zone umide.

Le tipologie impiantistiche più diffuse sono rappresentate dai sistemi a flusso superficiale FWS ("Free Water System") e quelli a flusso sub-superficiale SFS ("Subsurface Flow System").

Il sistema a flusso superficiale (figura 2.22) si basa sulla realizzazione di un bacino della profondità di circa 50 cm riempito di acqua nel quale sono fatte crescere macrofite galleggianti o radicate emergenti. L'affluente, riversato sul pelo dell'acqua, subisce processi degradativi sia di tipo fisico/chimico che biologico e l'effluente trattato è raccolto a mezzo tubazione posizionata a livello della superficie d'acqua. Come tutti i sistemi a pelo d'acqua c'è la possibilità dello sviluppo di insetti e, in caso di malfunzionamento, di cattivi odori.

Allegato C

Figura 2.22 – Schema di fitodepurazione a flusso superficiale adottabile per piccole applicazioni.

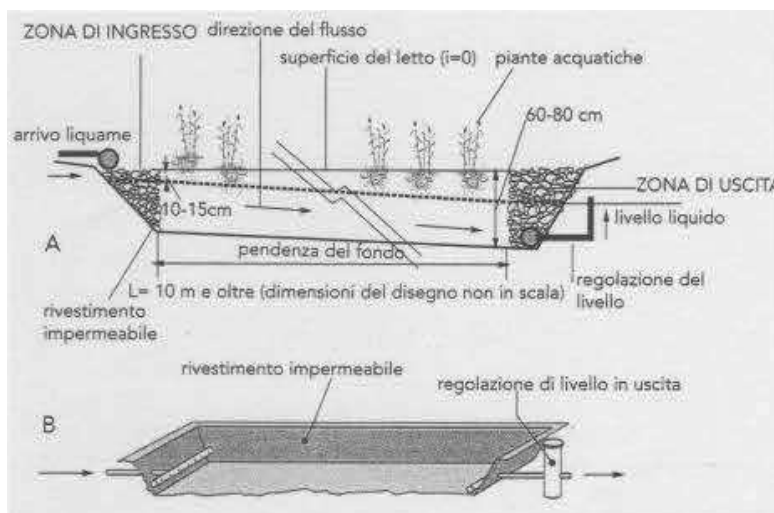


Fonte: Masotti, 2011

Il metodo a flusso sub-superficiale (SFS) prevede la realizzazione di un bacino impermeabile riempito di ghiaia o materiale drenante (medium) nel quale sono piantumate specie vegetali igrofile. Il sistema di depurazione sfrutta l'attività delle piante e delle popolazioni microbiche che si sviluppano nel medium (sabbia o ghiaia). In queste tipologie di impianti, il refluo si muove all'interno del bacino diversamente a seconda dei sistemi di distribuzione e raccolta del liquido: lo schema a flusso verticale (SFS-V) prevede la distribuzione sull'intera superficie, cioè la percolazione in verticale e la raccolta dal fondo mediante un sistema di tubazioni drenanti, mentre il modello a flusso orizzontale (SFS-H, figura 2.23) consiste nell'immissione del refluo all'inizio del bacino, appena sotto il livello del terreno, e la raccolta dal fondo a mezzo di una tubazione posta alla fine del modulo di contenimento.

Le tre tecniche di fitodepurazione sono le più diffuse, spesso integrate tra loro a costituire i cosiddetti "sistemi ibridi" (che utilizzano più di una sola tecnica, ad esempio SFS-V + SFS-H), ma esistono diverse soluzioni tecnologiche che differiscono per modalità di alimentazione e di flusso idrico, tipologia delle piante utilizzate ed altri aspetti.

Figura 2.23 – Sistema di fitodepurazione a flusso sub-superficiale orizzontale: A) sezione; B) vista prospettica della vasca senza materiale di riempimento (Fonte: Masotti, 2011)



Allegato C

La rimozione di BOD, COD, solidi sospesi totali e carica batterica può raggiungere nelle condizioni ottimali valori fino al 90%, per l'azoto dal 30 al 50 % e fino al 90 con sistemi ibridi e per il fosforo dal 30 al 50% (in assenza di medium specifici).

Operazioni di manutenzione

Una delle peculiarità dei sistemi di fitodepurazione è quella di richiedere poche e semplici operazioni di manutenzione: tuttavia è da evitare l'abbandono dell'impianto per evitare di comprometterne gravemente la funzionalità. E' quindi indispensabile la presenza di personale capace di controllare periodicamente il funzionamento dell'impianto.

Le operazioni di routine per la manutenzione di un impianto di fitodepurazione sono le seguenti:

- allontanamento del materiale solido grigliato;
- Ispezione e svuotamento periodico dei trattamenti primari;
- Ispezione periodica dei sistemi di ingresso e uscita alla vasca di fitodepurazione;
- Ispezione periodica del regolatore di livello.

Per quanto riguarda i sistemi primari, si dovrà provvedere, con l'ausilio di manodopera specializzata, allo svuotamento con autobotte delle fosse settiche tricamerale o Imhoff e dei degrassatori. La periodicità di tali svuotamenti sarà annuale o semestrale a seconda delle dimensioni dei trattamenti e del livello di utilizzo.

Con cadenza trimestrale, si dovranno eseguire delle semplici operazioni di controllo per verificare il funzionamento dei pretrattamenti:

- verifica del livello di fango per valutare la necessità di svuotamento;
- verifica della funzionalità (mancanza di ostruzioni) delle tubazioni in ingresso e in uscita;
- controllo della presenza di schiume e incrostazioni.

Per i letti di fitodepurazione si dovrà provvedere ogni anno al taglio della parte emersa delle piante e alla rimozione del materiale vegetale dal letto.

Le operazioni di manutenzione indicativamente da eseguire sono le seguenti:

Sistemi SFS-H	
Ogni 3 mesi	Ispezione dell'ingresso del letto: in caso di ostruzioni lavare con acqua in pressione il sistema di alimentazione agendo tramite le derivazioni laterali
	Rimozione dell'eventuale materiale depositato sul fondo del pozzetto di regolazione
Ogni 6 mesi	Controllo del perfetto funzionamento del meccanismo di regolazione
Sistemi SFS-V	
Ogni 3 mesi	Ispezione del sistema di alimentazione: in caso di ostruzioni lavare con acqua in pressione
	Rimozione dell'eventuale materiale depositato sul fondo del pozzetto di regolazione
Ogni 6 mesi	Controllo del perfetto funzionamento del meccanismo di regolazione
Sistemi FWS	
Ogni 3 mesi	Ispezione dei sistemi di ingresso e di uscita
	Rimozione dell'eventuale materiale depositato sul fondo del pozzetto di regolazione
Ogni 6 mesi	Controllo del perfetto funzionamento del meccanismo di regolazione
	Controllo della funzionalità delle zone filtranti a ghiaia
	Controllo del tappeto erboso sulle sponde: ricorrere alla riseminazione nel caso in cui la copertura sia inferiore al 50%
Ogni anno	Controllo della presenza eccessiva di alghe ed eventuale rimozione

Allegato C

Campi di applicazione

Questi impianti sono utilizzabili come trattamenti secondari o terziari; va quindi sempre previsto a monte un pretrattamento del liquame grezzo (fossa Imhoff) a meno di ricorrere a soluzioni tecniche che permettano di escludere del tutto il trattamento primario, come per i cosiddetti "sistemi alla francese" (sistemi costituiti da doppio stadio a flusso verticale, con il primo stadio a ghiaia suddiviso in più settori alimentati in modo alternato e secondo stadio costituito da VF classico o anche sistema HF o altro tipo di sistema di filtrazione). Le applicazioni più diffuse di trattamento completo riguardano utenze fino ad alcune migliaia di A.E.

L'impegno di aree è consistente, ma il ridotto impatto ambientale ne rende possibile la collocazione anche in relativa prossimità di abitazioni (soprattutto nel caso di sistemi a flusso sub-superficiale).

I sistemi a flusso superficiale, viste le implicazioni ambientali connesse all'esposizione dei reflui all'atmosfera, vengono generalmente impiegati come post-trattamento di affinamento dei reflui già sottoposti ad un trattamento secondario.

Come per i lagunaggi, i sistemi a flusso superficiale non sono indicati per trattamenti secondari, ma per affinamento, limitando i problemi legati a cattivi odori. La diffusione di insetti in sistemi di affinamento è limitata e può essere tenuta sotto controllo con appropriate azioni gestionali e manutentive; in generale comunque la creazione di ecosistemi acquatici facilita la presenza di predatori e riduce la presenza di uova.

3.3 Disinfezione

I processi di disinfezione hanno come principale obiettivo quello di realizzare una sensibile riduzione del numero di microrganismi presenti in un'acqua reflua, in base a specifiche esigenze del corpo idrico ricettore (uso irriguo, ricreativo, balneare, ecc.) o nel caso in cui le stesse acque possano essere destinate al riuso.

Per praticamente oltre un secolo, nel campo della depurazione delle acque reflue si è assistito all'incontrastato utilizzo del cloro e degli ipocloriti. La scoperta della formazione, a seguito delle reazioni tra il cloro e le sostanze organiche presenti nell'acqua, di composti persistenti tossici alla vita acquatica e per l'ambiente, ha indotto a considerare anche l'utilizzo di altri sistemi di disinfezione quali il biossido di cloro, l'acido peracetico e le radiazioni UV.

Come previsto dall'allegato V alla parte terza del D.lgs. 152/06 il trattamento di disinfezione può non essere previsto con l'utilizzo di tecniche depurative di tipo naturale quali la fitodepurazione e il lagunaggio.

3.3.1 Cloro e composti

Il cloro può essere utilizzato direttamente come cloro gas (Cl_2), oppure sotto forma di ipoclorito di sodio (NaClO) e ipoclorito di calcio ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$). Solitamente nei piccoli impianti vengono usati gli ipocloriti per la semplicità e la sicurezza nella gestione.

Inoltre può essere utilizzato il biossido di cloro (ClO_2) per limitare i problemi dovuti alla formazione di composti organoalogenati, tipici del cloro gas e degli ipocloriti. Il biossido di cloro ClO_2 ha proprietà disinfettanti ed ossidanti molto buone, in alcuni casi addirittura migliori del cloro; il biossido deve essere prodotto immediatamente prima del contatto con

Allegato C

l'acqua da disinfettare perché in soluzione si decompone molto velocemente (Passino, 1995).

L'ipoclorito di sodio NaClO è il disinfettante più utilizzato per le acque di scarico perché possiede un forte potere battericida, è facile da reperire con costi modesti e presenta un residuo attivo persistente e facilmente misurabile (Bonomo, 2008; IReR 2004).

Va sottolineato però che le soluzioni di ipoclorito sono instabili; tuttavia, la decomposizione della soluzione può essere controllata aumentando il pH sino ad 11 evitando ioni metallici che catalizzano la decomposizione. Oltre a ciò, va ricordato che lo stoccaggio in ambienti non illuminati e termicamente isolati rallenta notevolmente la cinetica di decomposizione; sarebbe bene non stoccare la soluzione per un periodo superiore mediamente ai 60-90 giorni (Passino, 1995).

Generalmente il trattamento avviene in vasche fornite di setti, preceduta da una miscelazione iniziale, in modo da simulare un'idrodinamica del tipo "plug flow", il disinfettante viene immesso con l'ausilio di pompe dosatrici.

3.3.2 Acido Peracetico

L'acido peracetico (CH_3COOOH) da alcuni anni viene proposto per la disinfezione delle acque di scarico è attivo, anche se poco stabile con l'aumento del pH, nei confronti dei batteri mentre è risultato meno soddisfacente nei confronti dei virus.

Mentre i costi di investimento risultano comparabili con quelli del cloro e derivati, i costi di esercizio sono più elevati di quelli tipici della clorazione per l'alto costo del prodotto. Il dosaggio dell'acido peracetico (sostanza organica) comporta un aumento della concentrazione del TOC nei reflui (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010). Gli impianti sono molto semplici, simili agli impianti di stoccaggio e dosaggio dell'ipoclorito di sodio.

L'efficacia del processo è poco influenzata dalla presenza di solidi sospesi, tanto è vero che il prodotto può essere applicato anche su liquami con elevate concentrazioni, ed addirittura, in casi di emergenza o per applicazioni particolari, anche sul liquame grezzo (Masotti, 2011).

3.3.3 Radiazioni UV

La disinfezione dell'acqua con raggi UV differisce dai metodi visti sopra dal momento che è un processo di natura fotochimica e l'azione germicida è legata ad alterazioni fotochimiche delle molecole, prodotte dall'assorbimento di fotoni di luce. In particolare, l'alterazione fotochimica responsabile dell'azione germicida delle radiazioni UV interessa il DNA e RNA contenuti nelle cellule del microrganismo; esse, infatti, assorbono fortemente le radiazioni UV e le trasformazioni chimiche causate da questo assorbimento alterano profondamente la cellula.

Va però ricordato che la disinfezione mediante UV può essere applicata con successo quando l'acqua di scarico da trattare ha un contenuto di solidi non superiore a 30-35 mg/L e valori di trasmittanza a 254 nm superiori al 50% (IReR, 2004). Nel caso in cui si adottasse un sistema di questo tipo per la disinfezione è bene prevedere un sistema di separazione/filtrazione spinto.

I vantaggi degli UV possono essere sinteticamente riassunti in un'assenza di sottoprodotti di disinfezione, di un sistema di stoccaggio e tempi di reazione decisamente brevi con un significativo risparmio di spazio.

Allegato C

Sul mercato vi sono sistemi adatti per potenzialità anche molto piccole, a partire da 200-250 A.E. (IReR, 2004).

3.3.4 Considerazioni riassuntive

Nella tabella 3.6 sono confrontati i sistemi di disinfezione analizzati in precedenza riportandone le principali caratteristiche.

Tabella 3.6 – Caratteristiche dei differenti sistemi di disinfezione utilizzabili.

	Cloro e composti	Acido peracetico	Radiazioni ultraviolette
Rimozione batteri	Media/Alta	Media/Alta	Media/Alta
Rimozione virus	Bassa	Bassa	Bassa
Rimozione protozoi	Nessuna	Bassa	Nessuna
Tossicità residua	Alta	Nessuna	Nessuna
Sottoprodotti di disinfezione (DBPs)	Sì	No	No
Costi di investimento	Medi	Medi/Bassi	Alti
Costi di gestione	Bassi	Medi	Medi/Bassi
Accorgimenti/applicazioni	Notevole semplicità operativa (specie per ipocloriti) Accettabile per la disinfezione di emergenza	Particolarmente adatto per acque con livello di torbidità elevato Applicabile per la disinfezione di emergenza	Soluzione relativamente semplice sia come costruzione, sia come gestione Non giustificabile per disinfezione di emergenza

Fonte: IReR, 2004; Masotti, 2011

3.4 Tecnologie applicabili ai residui fangosi

I fanghi prodotti da impianti di depurazione di piccole potenzialità subiscono generalmente un trattamento finalizzato alla sola rimozione dell'acqua e non della sostanza secca volatile.

Di seguito sono riportate le tecnologie applicabili ai fanghi di depurazione miranti a ridurre in maniere più (disidratazione) o meno (ispessitore) significativa il quantitativo di acqua.

3.4.1 Ispessimento

L'ispessimento può avvenire per flottazione (nel caso di fanghi di spurgo, stabilizzati aerobicamente oppure ricchi di sostanze oleose), per centrifugazione, per drenaggio o più frequentemente per gravità. Ha un duplice obiettivo: da un lato l'ottenimento di una sostanziale riduzione del contenuto d'acqua del fango (con una conseguente notevole riduzione del volume e del peso del fango) e dall'altro una omogeneizzazione qualitativa del fango.

Tale riduzione in termine di peso e volume porta ad un notevole risparmio nel trasporto qualora il fango venga smaltito allo stato liquido in impianti di dimensioni maggiori provvisti di una linea fanghi completa (Collivignarelli e Bertanza, 2012).

Allegato C

Gli ispessitori possono essere statici o dinamici; i primi funzionano in discontinuo con un tempo di permanenza del fango all'interno del bacino variabile (a seconda delle dimensioni dell'impianto e del prevalere o meno della funzione di polmone nei confronti di quella di ispessimento vero e proprio) indicativamente da uno a qualche giorno. Nella figura 3.23 è riportato un esempio di ispessitore statico a gravità.

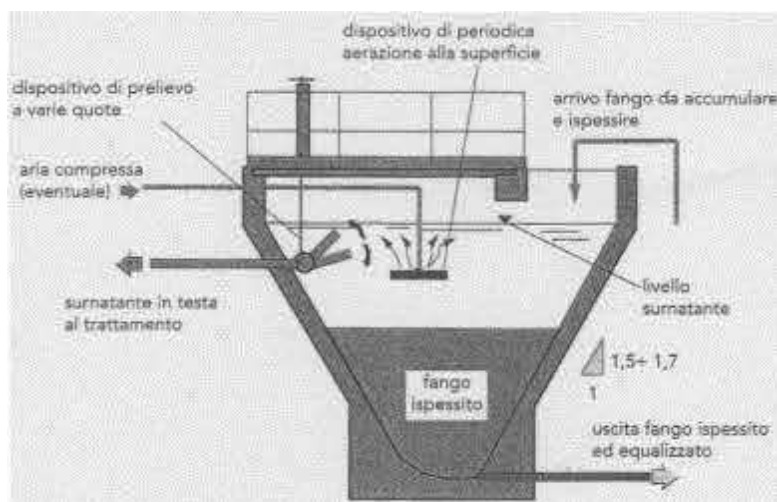
Il funzionamento degli ispessitori dinamici invece è analogo a quello dei sedimentatori circolari meccanizzati.

Generalmente i piccoli impianti, ove l'estrazione del fango di supero è discontinua, utilizzano l'ispessitore statico.

Il fango nella fase di ispessimento può dare problemi dovuti allo sviluppo di odori molesti causati dai processi di fermentazione; gli accorgimenti adottabili sono:

1. mantenere il tempo di permanenza del fango nel bacino non superiore ad uno/due giorni, così facendo si previene la formazione di gas maleodoranti;
2. coprire l'ispessitore per impedire la propagazione degli odori nell'ambiente (in questo caso l'aria va captata e depurata).

Figura 3.23 – Vasca di ispessimento ed accumulo del fango di tipo statico con funzionamento discontinuo.



Fonte: Masotti, 2011

3.4.2 Disidratazione

La disidratazione si rende necessaria quando particolari situazioni locali rendono non attuabile il trasporto a distanza del fango liquido. Le alternative di disidratazione in loco devono essere ovviamente improntate alla massima semplicità di realizzazione ed esercizio. I sistemi utilizzabili nel caso di piccoli impianti consistono nei letti di essiccamento, nell'utilizzo di sacchi filtranti e nella fitodisidratazione.

Allegato C

3.4.2.1 Letti di essiccamento

I letti di essiccamento consistono in vasche di dimensioni rettangolari riempite di materiale drenante (sabbia e ghiaia) con il fondo inclinato e dotate di tubazioni per la raccolta dell'acqua presente nel fango che si separa per gravità. La rimozione del fango essiccato avviene generalmente manualmente. L'umidità del fango può essere ridotta a valori pari al 65-70% (Passino, 1995).

La disidratazione dei fanghi sui letti di essiccamento avviene innanzitutto per effetto del drenaggio attraverso gli strati di sabbia e ghiaia, fino alle tubazioni di raccolta sottostanti (che si sviluppa particolarmente nei primi due giorni); successivamente per effetto dell'evaporazione naturale dell'acqua, provocata dalla temperatura ambientale e dai raggi solari, e favorita dalla formazione di estese fenditure sulla superficie della massa di fango (Masotti, 2011).

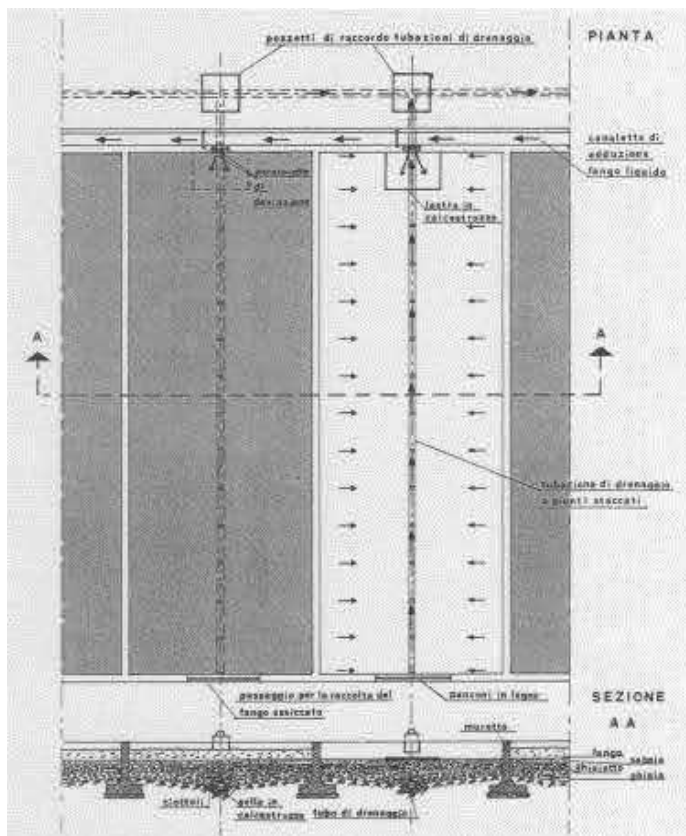
La figura 3.24 riporta la conformazione di tipici letti di essiccamento: si tratta di aie drenanti aventi normalmente lunghezza di 10-12 m e larghezza di 5-6 m, costituite da un sistema di drenaggio inferiore, da strati di ghiaia ed uno strato di sabbia soprastante, delimitati da muretti di contenimento; in genere la superficie di un singolo letto non supera i 100 m².

I letti di essiccamento, in funzione delle condizioni climatiche del luogo di installazione possono essere coperti mantenendo una adeguata ventilazione.

Dal punto di vista della gestione, i letti di essiccamento non comportano alcun costo energetico ed hanno costi di impianto molto contenuti; inoltre non sono sensibili a produzioni di fango discontinue. Tuttavia richiedono elevate superfici, lunghi tempi di trattamento e notevole impiego di personale per la rimozione del fango; possono inoltre generare una serie di implicazioni ambientali quali la produzione di cattivi odori e la proliferazione di insetti (IReR, 2004).

Allegato C

Figura 3.24 – Letti di essiccamento.



Fonte: Masotti, 2011

3.4.2.2 Disidratatori a sacco

I sistemi di disidratazione a sacco (realizzati con un tessuto idrorepellente) rimuovono l'acqua presente in un fango attraverso una filtrazione a gravità che può funzionare manualmente o essere automatizzata. La fase di disidratazione dura circa 24 ore e la percentuale di sostanza secca dei fanghi, dopo trattamento, può essere superiore al 12-15%. I sacchi vengono poi stoccati per un periodo di circa due mesi in cui si ha un'ulteriore riduzione di umidità del 40% (Bonomo, 2008).

Nei sistemi automatizzati i sacchi si applicano su una struttura generalmente realizzata in acciaio inox, progettata per ottimizzare il riempimento dei sacchi e semplificare tutte le operazioni di movimentazione. Il ciclo di riempimento e rabbocchi è gestito da un quadro elettronico il quale controlla il corretto funzionamento di tutto il sistema. Terminata la prima fase di disidratazione sul modulo, il sacco viene chiuso, rimosso e stoccato all'aperto.

In commercio sono disponibili i moduli da due sacchi (a riempimento completamente manuale), fino a quello a dodici sacchi automatico e pressurizzato; con quest'ultima tipologia la capacità di trattamento del fango può arrivare a 20 m³/d.

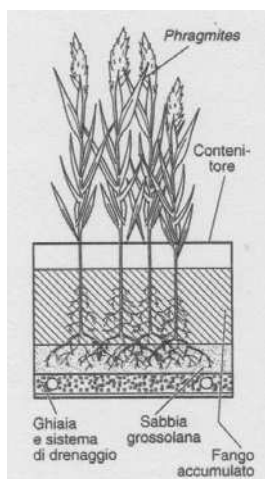
Allegato C

3.4.2.3 Fitodisidratazione

I letti di fitodisidratazione o di fitoessiccamento sono simili alle unità di fitodepurazione a flusso sub-superficiale e sono costituiti da canali o trincee riempiti di sabbia che rappresenta il supporto per la vegetazione. La principale differenza tra i letti di fitoessiccamento e le unità di fitodepurazione a flusso sub-superficiale consiste nel fatto che nei primi i fanghi in forma liquida vengono applicati sulla superficie dei letti ed il filtrato migra attraverso la sabbia fino al sistema di drenaggio (Metcalf & Eddy, 2006).

Nella figura 3.25 è riportato un esempio di letto piantumato impiegato per la disidratazione del fango.

Figura 3.25 – Schema di fitodisidratazione.



Fonte: Metcalf & Eddy, 2006

I bacini vengono dotati, come nel caso dei letti di essiccamento, di uno strato di drenaggio sul fondo (ghiaia) con tubazione di raccolta. Al di sopra di tale strato viene posizionato un ulteriore spessore di sabbia, sulla cui sommità viene lasciato uno strato di spessore pari almeno ad 1 m, al fine di permettere l'accumulo del fango per un periodo solitamente di 10 anni (Metcalf & Eddy, 2006).

La piantumazione, generalmente con canne di palude (*Phragmites*), viene effettuata al di sopra dello strato di sabbia. Il fango può essere immesso nel letto non appena le piante si siano sviluppate in modo adeguato. Le piante svolgono la funzione di creare cammini per il continuo drenaggio dell'acqua dallo strato di fango; inoltre esse sono in grado di assorbire acqua dal fango. Il trasferimento dell'ossigeno verso l'apparato radicale favorisce la stabilizzazione e la mineralizzazione del fango.

Allegato C

4. Accorgimenti da adottare per impianti localizzati in montagna

Gli accorgimenti ritenuti indispensabili per una corretta progettazione e gestione degli impianti localizzati in alta montagna si possono riassumere nei seguenti punti:

- nel caso di costruzione ex-novo è indispensabile prevedere la realizzazione di una fognatura di tipo separato al fine di ridurre la diluizione del liquame e di conseguenza aumentarne la temperatura;
- per impianti situati al di sopra degli 800 m s.l.m. appare opportuno realizzare la copertura del depuratore;
- per quanto riguarda la tecnologia da adottare, non esiste una soluzione in assoluto più idonea: appaiono preferibili i sistemi a biomassa adesa (quali i biodischi, in quanto meno influenzati dalla temperatura rispetto agli altri sistemi) ed i processi MBR, in virtù della minore occupazione di spazio.

Nella seguente tabella 4.1, alle principali criticità riscontrabili sono associati gli accorgimenti che è possibile adottare in fase realizzativa o gestionale.

Allegato C

Tabella 4.1 – Criticità degli impianti di depurazione in alta montagna ed accorgimenti da adottare.

CRITICITA'	ACCORGIMENTI															
Raggiungibilità	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Nel caso di impianti facilmente raggiungibili e di potenzialità fino a poche migliaia di A.E. (Bonomo e Nardelli, 1992) si rende superfluo il <i>trattamento dei fanghi</i> sul posto; in tale caso generalmente si opta per il pompaggio del fango liquido in un'autocisterna ed il trasporto a valle (Associazione Austriaca per le Acque ed i Rifiuti, 2000). ▶ È da preferire a scelta di sistemi a <i>biomassa adesa</i> e, in particolare, sistemi che sono meno influenzati dalle basse temperature (come i biodischi) sebbene non sia possibile una nitrificazione spinta dei composti ammoniacali se non a fronte di un elevato sviluppo superficiale del reattore. Nel caso sia invece necessario ottenere una nitrificazione spinta, è bene prevedere a valle dei biodischi un ulteriore stadio a fanghi attivi. Volendo ridurre ulteriormente gli spazi, la tecnologia utilizzabile può essere quella a membrane (MBR) che permette di avere elevate concentrazioni di biomassa nel reattore biologico con volumi significativamente ridotti e di evitare la sedimentazione finale. Nella tabella sottostante, a titolo esemplificativo, è riportato il confronto tra gli spazi (in termini di volume e superficie) occupati da impianti basati su differenti tecnologie di trattamento (Nardelli, 2002). 															
Spazi di realizzazione	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <thead> <tr> <th style="text-align: left;">Tipologia di trattamento</th> <th style="text-align: center;">Volume specifico del reattore [m³ kgCOD_{abbattuto}⁻¹ d]</th> <th style="text-align: center;">Superficie specifica dell'impianto [m² kgCOD_{abbattuto}⁻¹ d]</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Fanghi attivi</td> <td>2,17</td> <td>7,76</td> </tr> <tr> <td>Letti percolatori</td> <td>13,84</td> <td>7,88</td> </tr> <tr> <td>Biodischi</td> <td>1,49</td> <td>4,36</td> </tr> <tr> <td>Reattori a letto fisso o mobile</td> <td>0,99</td> <td>2,63</td> </tr> </tbody> </table>	Tipologia di trattamento	Volume specifico del reattore [m ³ kgCOD _{abbattuto} ⁻¹ d]	Superficie specifica dell'impianto [m ² kgCOD _{abbattuto} ⁻¹ d]	Fanghi attivi	2,17	7,76	Letti percolatori	13,84	7,88	Biodischi	1,49	4,36	Reattori a letto fisso o mobile	0,99	2,63
Tipologia di trattamento	Volume specifico del reattore [m ³ kgCOD _{abbattuto} ⁻¹ d]	Superficie specifica dell'impianto [m ² kgCOD _{abbattuto} ⁻¹ d]														
Fanghi attivi	2,17	7,76														
Letti percolatori	13,84	7,88														
Biodischi	1,49	4,36														
Reattori a letto fisso o mobile	0,99	2,63														
	<ul style="list-style-type: none"> ▶ La tecnologia a fanghi attivi si rivela molto versatile perché rende possibile il rapido trasferimento di biomassa da un impianto all'altro in caso di necessità, non solo nel momento della maggiore richiesta in stagione turistica, ma anche quando a causa di scarichi anomali si instaurassero condizioni patologiche nei reattori biologici rendendo indispensabile procedere con vere e proprie "trasfusioni" di fanghi sani. ▶ I trattamenti di natura estensiva (ad esempio fitodepurazione) non sono generalmente utilizzati poiché la superficie necessaria (5 m²/A.E.) è notevolmente più elevata rispetto ai trattamenti intensivi (0,2 - 0,5 m²/A.E.). 															

Allegato C

Scelta dei materiali	<ul style="list-style-type: none"> ▶ È bene non prevedere strutture metalliche per l'eccessiva dispersione termica. ▶ È opportuno, quando possibile, optare per vasche di tipo interrato. 										
Approvvigionamento energetico	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Al fine di ridurre al minimo il consumo di energia elettrica da utilizzare nel processo depurativo, si consiglia di adottare, in accordo con le indicazioni riportate nella tabella sottostante, processi a biomassa adesa piuttosto che processi a biomassa sospesa (Nardelli, 2002). <table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <thead> <tr> <th style="text-align: center;">Tipologia di trattamento</th> <th style="text-align: center;">Consumo energetico specifico [kWh kgCOD_{abattuto}⁻¹]</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td style="text-align: center;">Fanghi attivi</td> <td style="text-align: center;">7,89</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">Letti percolatori</td> <td style="text-align: center;">2,30</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">Biodischi</td> <td style="text-align: center;">2,89</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">Reattori a letto fisso o mobile</td> <td style="text-align: center;">4,53</td> </tr> </tbody> </table> <ul style="list-style-type: none"> ▶ I sistemi a fanghi attivi sono più energivori rispetto a quelli a biomassa adesa, ma hanno alcuni indubbi vantaggi (riportati al punto precedente). 	Tipologia di trattamento	Consumo energetico specifico [kWh kgCOD _{abattuto} ⁻¹]	Fanghi attivi	7,89	Letti percolatori	2,30	Biodischi	2,89	Reattori a letto fisso o mobile	4,53
Tipologia di trattamento	Consumo energetico specifico [kWh kgCOD _{abattuto} ⁻¹]										
Fanghi attivi	7,89										
Letti percolatori	2,30										
Biodischi	2,89										
Reattori a letto fisso o mobile	4,53										
Forti fluttuazioni del carico inquinante	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Può essere utile ricorrere alla combinazione di trattamenti chimici e biologici; in questo modo, si consegue l'obiettivo di disporre di un pre-trattamento di precipitazione chimica stagionale per la rimozione parziale del carico inquinante. ▶ Qualunque sia la tecnica adottata, fondamentale risulta tuttavia dotare l'impianto di almeno due linee di trattamento che funzionino in parallelo (almeno a partire da potenzialità di un certo rilievo). Tutti i progetti futuri dovrebbero consolidare questa scelta, perché essa permette non solo di ottenere un adattamento graduale alle variazioni di carico, ma anche di migliorare considerevolmente l'affidabilità globale del sistema in caso di guasti e, più in generale, di manutenzioni straordinarie. 										
Bassi carichi organici	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Prevedere, nel caso di rete fognaria da realizzare ex novo, una fognatura di tipo separato (ciò permetterebbe di avere un'acqua da trattare più ricca di sostanza organica e contestualmente meno fredda). La scelta del sistema separato per le reti fognarie è sovente favorita dalla morfologia del territorio, che spesso consente un facile allontanamento delle acque meteoriche in corpi idrici superficiali vicini ai centri abitati (con conseguenti risparmi economici), evitando nel contempo, il sovraccarico idraulico sul depuratore. 										

Allegato C

	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Valutare con attenzione, nel caso sia presente, l'effettiva utilità di un comparto di sedimentazione primaria (che abbatte ulteriormente il carico organico in ingresso di un 25-30%) (Masotti, 2011).
Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Nel caso in cui la sedimentazione fosse all'aperto, è bene prevedere raschiatori a catena completamente sommersi (per evitare che il moto sia ostacolato da neve o ghiaccio). ▶ Nel caso di impianti a fanghi attivi può essere utile insufflare aria calda nel reattore biologico. ▶ Dato che l'azoto è il parametro più influenzato dalla temperatura, nel caso di impianti dotati di nitrificazione (e denitrificazione) nei periodi in cui la temperatura scende al di sotto dei 10 °C deve essere possibile utilizzare il comparto di denitrificazione come comparto aggiuntivo di nitrificazione (in modo da garantire almeno l'ossidazione dell'ammoniaca) predisponendo allo scopo la possibilità di fornitura dell'aria. ▶ Nel caso in cui siano presenti filtri percolatori, è bene ricorrere alla loro copertura (data la loro sensibilità alle basse T a causa delle elevate superfici esposte). ▶ Qualora l'impianto fosse scoperto, è bene che almeno le pompe non sommergibili siano previste in locali chiusi. ▶ Le tubazioni non immerse nel liquame vanno coibentate oppure sotterrate ad adeguata profondità. ▶ A quote già al di sopra degli 800 m di altitudine è consigliabile la copertura dell'intero impianto perché i vantaggi ottenibili dalla copertura integrale superano in generale gli svantaggi legati al maggior costo di realizzazione e di confinamento dell'ambiente di lavoro che necessita di ricambi di aria e di deodorizzazione (Andreottola et al. 2003).
Presenza di schiume biologiche	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Copertura vasche (per ovviare il problema della temperatura). ▶ Realizzazione di fognature separate oppure, se miste, non prevedere la sedimentazione primaria (per ovviare il basso carico organico in ingresso). ▶ Dosaggio di nutrienti per riportare il rapporto tra BOD/N/P a valori ottimali.

Allegato C

5. Bibliografia

Andreottola G., Ferrai M., Guglielmi G., Ziglio G. (2003), *I reattori biologici a membrana per il trattamento delle acque reflue – Principi e applicazioni*, Università degli studi di Trento – Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale – Laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale, Quaderno del Dipartimento SAN 1.

ARPAT (2009), *Linee Guida in materia di trattamento degli scarichi di acque reflue - Trattamenti appropriati previsti dal DPGR 8 settembre n.46/R*, ARPAT Dipartimento provinciale di Pisa, marzo 2009.

Bonomo L. (2008), *Trattamenti delle acque reflue*, Ed. McGraw-Hill, ISBN: 978-88-386-6518-9.

Collivignarelli C., Bertanza G. (2012), *Ingegneria Sanitaria-Ambientale*, Città Studi Edizioni, ISBN 978-88-251-7371-0.

Delibera del Comitato Interministeriale per la Tutela delle Acque dall'Inquinamento (C.I.T.A.I.) del 4 febbraio 1977, *Criteri, metodologie e norme tecniche generali di cui all'art. 2, lettere b), d) ed e), della L. 10 maggio 1976, n. 319, recante norme per la tutela delle acque dall'inquinamento*, Supplemento Ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 48 del 21/02/1977.

European Commission (2001), *Extensive wastewater treatment processes – Adapted to small and medium size communities*, ISBN: 92-894-1690-4.

Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione" (2010), *La gestione dei piccoli impianti di depurazione – Manuale di gestione*, Manuali di Ingegneria Ambientale – CIPA Editore, ISBN: 978-88-95591-07-0.

IReR (2004), *Trattamenti appropriati per scarichi di acque reflue urbane provenienti da agglomerati con meno di 2.000 abitanti equivalenti*, Codice IReR 2002C012.1.

ISPRA (2009), *Ottimizzazione del servizio di depurazione delle acque di scarico urbane: massimizzazione dei recuperi di risorsa (acque e fanghi) e riduzione dei consumi energetici*, Rapporto 93/2009.

Masotti L. (2011), *Depurazione delle acque – Tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto*, Ed. Calderini, ISBN: 978-88-506-5202-0.

Metcalf & Eddy (2006), *Ingegneria delle acque reflue – Trattamento e riuso*, 4ª Edizione, Ed. McGraw-Hill, ISBN: 88 386 6188-X.

Passino R. (1995), *Manuale di conduzione degli impianti di depurazione delle acque*, 3ª Edizione, Zanichelli/ESAC.

Allegato C

Pirozzi F. (2013), *Sistemi MBR nel contesto dell'evoluzione tecnologica per il rispetto dei limiti allo scarico e il riutilizzo delle acque reflue*, Atti del Convegno BioMAc 2013 – I bioreattori a membrane (MBR) per la depurazione delle acque reflue (Palermo, 4-5 luglio 2013), a cura di: Giorgio Mannina, Michele Torregrossa, Gaspare Viviani, Edizioni Caracol, Palermo. ISBN 978-88-89440-96-4.

Rusten B., Kolkinn O., Ødegaard H. (1997), *Moving bed biofilm reactors and chemical precipitation for high efficiency treatment of wastewater from small communities*, Water Science and Technology, 35(6), pp. 71-79.

Vismara R. (1998), *Depurazione biologica – Teoria e processi*, 3^a Edizione, Ed. Hoepli, ISBN: 88-203-2545-4.