

**FASE 2A DEL PROGETTO DI
ACCOMPAGNAMENTO A
SUPPORTO DEL PROCESSO DI
REVISIONE DEL PIANO DI
TUTELA DELLE ACQUE**

**CRITERI DI PIANIFICAZIONE E DISCIPLINA IN
TEMA DI DEPURAZIONE E DI
GESTIONE SOSTENIBILE DELLE ACQUE
IN AREE URBANE (COD. TER13016/002).**

**INDIVIDUAZIONE E CLASSIFICAZIONE
DI TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO
APPROPRIATO PER INSEDIAMENTI ISOLATI
E PICCOLI NUCLEI**

30 SETTEMBRE 2014

La presente relazione è frutto di un lavoro di ricerca e supporto tecnico-scientifico affidato da Regione Lombardia, DG Ambiente Energia e Sviluppo Sostenibile (DG AESS), Struttura pianificazione, tutela e riqualificazione delle risorse idriche ad Éupolis Lombardia - Struttura Area Territoriale

Éupolis Lombardia

Carla Castelli

Dirigente Struttura Area Territoriale

Marina Riva

Responsabile di progetto

Gruppo di lavoro della Committenza regionale

Viviane Iacone (Dirigente della Struttura), *Daniele Magni*, *Marco Parini*, *Laura Anna Corbetta*, Struttura pianificazione, tutela e riqualificazione delle risorse idriche, DG AESS, Regione Lombardia;

Hanno collaborato per la realizzazione dell'attività:

Maria Cristina Collivignarelli, *Alessandro Abbà*, *Giorgio Bertanza*, *Carlo Collivignarelli*, Studio associato Ecotecno.

Pubblicazione non in vendita.

Nessuna riproduzione, traduzione o adattamento può essere pubblicata senza citarne la fonte.

Éupolis Lombardia

Istituto superiore per la ricerca, la statistica e la formazione
via Taramelli 12/F - Milano

www.eupolislombardia.it

Contatti: area.territoriale@eupolislombardia.it

Indice

PREMESSA	5
CAPITOLO 1. Indagine conoscitiva	7
1.1 Suddivisione per classe di potenzialità	7
1.2 Suddivisione per tipologia di trattamento	9
1.4 Suddivisione per tipologia di scarico.....	11
1.5 Caratteristiche qualitative dei liquami influenti	13
1.5.1 Caratteristiche qualitative in funzione della classe di potenzialità.....	13
1.6 Caratteristiche qualitative degli effluenti depurati.....	17
1.6.1 Caratteristiche qualitative in funzione della tipologia di trattamento	18
CAPITOLO 2. Tecnologie appropriate.....	23
2.1 Trattamenti primari.....	23
2.1.1 Fossa settica	23
2.1.2 Vasca Imhoff.....	26
2.1.3 Dispersione nel terreno	28
2.1.4 Sedimentazione/flottazione.....	32
2.1.5 Processi di filtrazione su tela.....	34
2.1.6 Processi chimico-fisici	35
2.1.6.1 Sistemi a membrana	35
2.1.6.2 Coagulazione-flocculazione.....	38
2.2 Trattamenti secondari.....	40
2.2.1 Processo a fanghi attivi	41
2.2.2 Processi MBR (Membrane Biological Reactor)	43
2.2.3 Processi SBR (Sequencing Batch Reactor), SBBR (Sequencing Batch Biofilm Reactor) e SBBGR (Sequencing Batch Biofilter Granular Reactor)	46
2.2.4 Processi MBBR (Moving Bed Bio Reactors) puri e ibridi	49
2.2.5 Letti percolatori.....	51
2.2.6 Reattori sommersi a letto fisso (biofiltri)	53
2.2.7 Dischi biologici.....	55
2.2.8 Letti fluidizzati	57

2.2.9 Lagunaggio (stagni biologici).....	58
2.2.10 Fitodepurazione	60
2.3 Disinfezione.....	62
2.3.1 Cloro e composti	62
2.3.2 Acido Peracetico.....	63
2.3.3 Radiazioni UV	63
2.3.4 Considerazioni riassuntive	64
2.4 Tecnologie applicabili ai residui fangosi.....	64
2.4.1 Ispessimento	64
2.4.2 Disidratazione	66
2.4.2.1 Letti di essiccamento.....	66
2.4.2.2 Disidratatori a sacco.....	67
2.4.2.3 Fitodisidratazione.....	68
CAPITOLO 3. Confronto tra le tecnologie: aspetti tecnico/gestionali.....	71
3.1 Modalità di monitoraggio e criticità gestionali dei piccoli impianti.....	71
3.2 Criteri di scelta	73
3.2.1 Criteri di scelta “costruttivi”: campi di applicazione e prestazioni	73
3.2.2 Criteri di scelta “gestionali”	78
CONCLUSIONI.....	81
BIBLIOGRAFIA.....	83
SITOGRAFIA.....	85

PREMESSA

Le attività di questa fase 2.A si sono rivelate necessarie alla luce del fatto che, nell'ambito dell'attuale regolamentazione, si è evidenziata l'esigenza di individuare adeguate e aggiornate soluzioni progettuali/tecnologiche in considerazione delle particolari fragilità del sistema territoriale interessato. A questa attività (corrispondenti alle fasi 2.a, 2.c e 2.d del progetto esecutivo) è stato quindi chiesto di fornire indicazioni utili per la revisione del Regolamento Regionale n. 3 del 2006, nonché dell'elenco dei trattamenti appropriati presenti nella d.g.r. n. 2318 del 2006. Nello specifico la proposta operativa qui formulata fornisce quindi indicazioni per intervenire nel modo tecnicamente ed economicamente più idoneo per la depurazione e lo scarico di liquami fognari provenienti da insediamenti isolati o piccoli nuclei abitati interni agli agglomerati del servizio idrico, anche ubicati in aree che richiedono particolari misure di tutela (es. aree sensibili per il clima, zone carsiche ecc.).

Per accordi intervenuti con la Committenza regionale nel corso del lavoro, elementi per la valutazione comparativa e la scelta fra trattamento in loco e raccolta e allontanamento delle acque reflue prodotte in aree a bassa densità abitativa sono stati forniti non qui, ma nell'ambito delle attività di Fase 3 sulla definizione di criteri di localizzazione degli impianti di depurazione.

Il presente report è articolato in tre capitoli.

Nel **capitolo 1** vengono descritti gli esiti dell'indagine conoscitiva condotta sui piccoli impianti di depurazione presenti in Lombardia (cioè strutture con potenzialità massima di 2000 AE) tenendo conto di:

- classe di potenzialità
- tipologia di trattamento
- tipologia di scarico
- caratteristiche qualitative dei liquami influenti
- caratteristiche qualitative dei liquami depurati

Nel **capitolo 2** vengono ampiamente descritte le diverse tecnologie suddivise in trattamenti "primari" (fisici e chimico-fisici), trattamenti "secondari" (biologici), trattamenti di "disinfezione" e trattamenti dei "fanghi".

Nel **capitolo 3** viene operato un confronto tra le diverse tecnologie: sulla base delle numerose informazioni raccolte in precedenza, vengono cioè forniti, sotto forma di tabelle riassuntive (ove si confrontano in particolare prestazioni e campi di applicazione dei diversi processi), i principali criteri da tenere presenti in sede di scelta della tecnologia, con riguardo sia agli aspetti tecnico-costruttivi sia a quelli più gestionali.

CAPITOLO 1. Indagine conoscitiva

L'indagine conoscitiva riportata nel presente capitolo è stata effettuata sulla base delle informazioni contenute nel database regionale riguardante gli impianti di depurazione presenti in Lombardia (aggiornamento 24 settembre 2013) ed in particolare, per quanto riguarda l'individuazione delle caratteristiche qualitative dei liquami influenti e degli effluenti depurati, sulla base degli esiti dei controlli ed autocontrolli (per l'anno 2013) comunicati dalla Regione.

Il numero complessivo degli impianti di depurazione che hanno fornito informazioni riguardanti la potenzialità di progetto e/o effettiva (stimata) è pari a 1.462. Il 70% circa (1.022 impianti) ha una potenzialità inferiore ai 2.000 A.E.; tali impianti trattano il 2,8% del carico organico espresso in termini di A.E. (338.060 A.E. rispetto a 12.002.116 A.E. complessivi).

1.1 Suddivisione per classe di potenzialità

Per quanto riguarda gli impianti di potenzialità inferiore a 2.000 A.E., la classificazione che si è adottata è in accordo con il Regolamento Regionale n. 3/2006. In particolare si è previsto di suddividere gli impianti nelle seguenti categorie:

- $P \leq 50$ A.E.;
- $50 < P \leq 100$ A.E.;
- $100 < P \leq 400$ A.E.;
- $400 < P < 2.000$ A.E..

Per la suddivisione degli impianti nelle classi di potenzialità proposte è stata utilizzata la potenzialità di progetto, oppure, laddove non disponibile tale informazione, il carico effettivo (espressa in termini di A.E. trattati).

Nella tabella 1.1 è riportata la suddivisione nelle diverse classi di potenzialità degli impianti di piccola dimensione sia in termini di numerosità, sia per quanto riguarda gli A.E. serviti (per il calcolo degli A.E. serviti, è stato utilizzato il carico effettivo, oppure, laddove non disponibile tale informazione, la potenzialità di progetto dell'impianto stesso).

Si può osservare che gli impianti di potenzialità ≤ 50 A.E. insieme a quelli di potenzialità compresa tra 400 e 2.000 A.E. rappresentano la maggior parte degli impianti presenti in Regione; questi ultimi trattano oltre l'80% del carico complessivo.

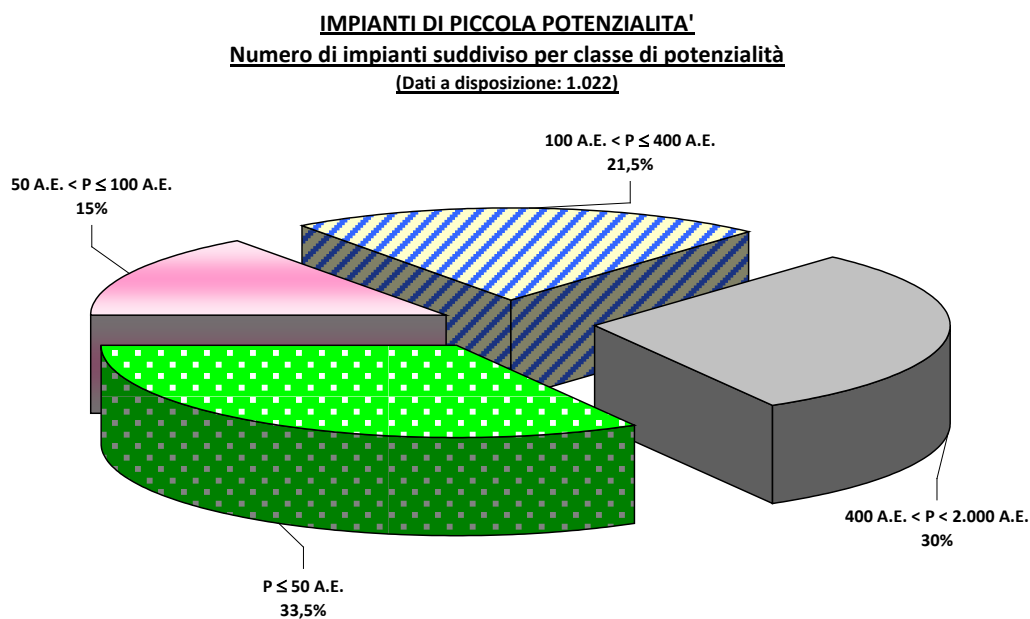
Nella figura 1.1 è riportato il numero degli impianti suddivisi per classe di potenzialità.

Tabella 1.1 – Impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E.: suddivisione per classi di potenzialità.

Classi di potenzialità	Numero impianti	% Numero impianti	A.E. serviti	% A.E. serviti
$P \leq 50$ A.E.	342	33,5	9.027	2,7
$50 \text{ A.E.} < P \leq 100 \text{ A.E.}$	153	15	11.139	3,3
$100 \text{ A.E.} < P \leq 400 \text{ A.E.}$	220	21,5	44.692	13,2
$400 \text{ A.E.} < P < 2.000 \text{ A.E.}$	307	30	273.202	80,8
Totale	1.022	100	338.060	100

Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.1 – Numero di impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per classe di potenzialità.



Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

1.2 Suddivisione per tipologia di trattamento

Per quanto riguarda la suddivisione degli impianti per tipologia di trattamento, sono state considerate le seguenti categorie:

- vasche Imhoff e fosse settiche;
- processi a fanghi attivi;
- processi a biomassa adesa (biodischi, filtri percolatori, ecc.);
- impianti di fitodepurazione;
- processi SBR (Sequencing Batch Reactor);
- altro (dispersione nel terreno, trattamento di ossidazione anossica, altro sistema tecnicamente equivalente).

Anche in questo caso, per il calcolo degli A.E. serviti, è stato utilizzato il carico effettivo, oppure, laddove non disponibile tale informazione, la potenzialità di progetto dell'impianto stesso.

Nella tabella 1.2 è riportata la suddivisione degli impianti di piccola dimensione nelle differenti tipologie di trattamento espressa sia in termini di numerosità, sia per quanto riguarda gli A.E. serviti. Si può notare che le vasche Imhoff/fosse settiche rappresentano la maggior parte degli impianti presenti (figura 1.2) e trattano il 18% circa del carico complessivo.

Gli impianti a fanghi attivi sono circa 1/3 di quelli esistenti e trattano oltre il 75% del carico complessivamente gravante sugli impianti di piccola potenzialità.

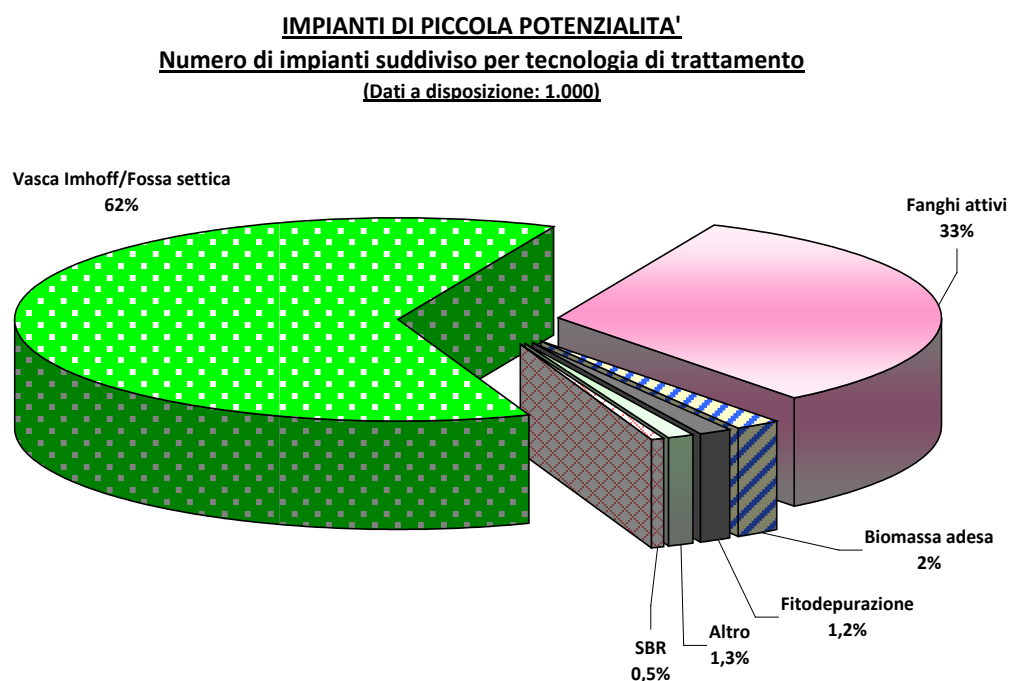
Tabella 1.2 – Impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E.: suddivisione per tipologia di trattamento.

Tipologia di trattamento	Numero impianti	% Numero impianti	A.E. serviti	% A.E. serviti
Vasca Imhoff/Fossa settica	623	62	57.817	17,5
Fanghi attivi	326	33	250.960	76,1
Biomassa adesa	23	2	13.023	4,0
Fitodepurazione	12	1,2	3.313	1,0
SBR	5	0,5	1.444	0,4
Altro*	13	1,3	3.299	1,0
Totale	1.000	100	329.856	100

* dispersione nel terreno; trattamento anossico; altro sistema tecnicamente equivalente.

Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

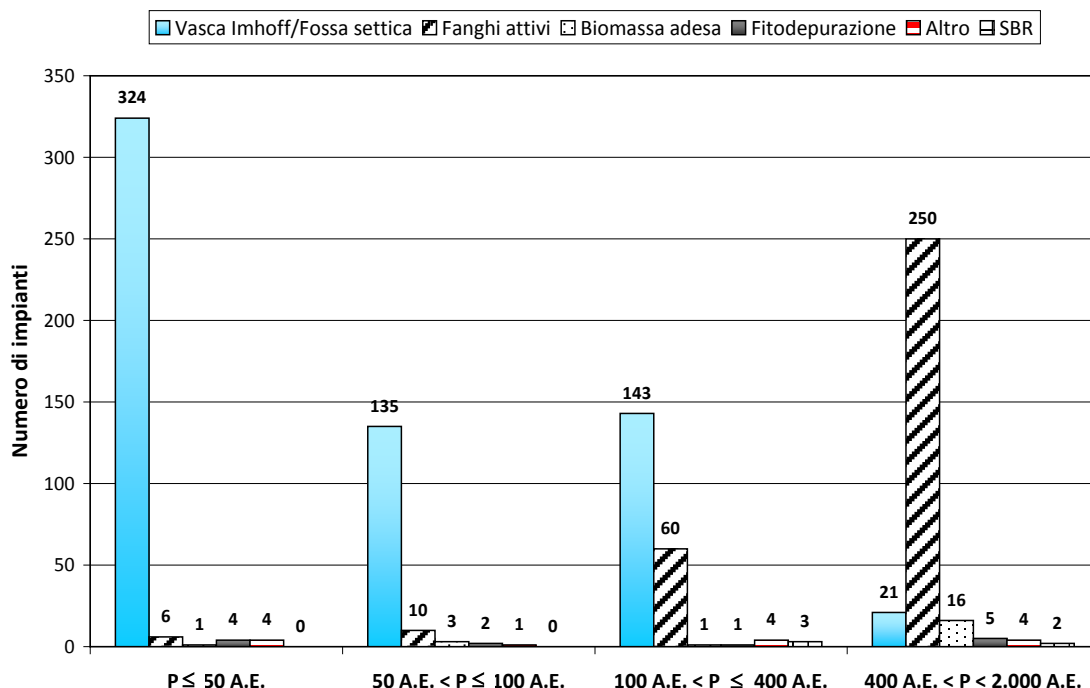
Figura 1.2 – Numero di impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per tipo di trattamento.



Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013.3 Suddivisione per classe di potenzialità e tipologia di trattamento

Nella figura 1.3 è riportata la suddivisione degli impianti di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. per tipologia di trattamento e per classe di potenzialità. Si può osservare che, come era logico prevedere, gli impianti che prevedono trattamenti mediante vasche Imhoff e fosse settiche sono presenti soprattutto nelle classi di potenzialità basse: tali trattamenti, nel caso di impianti di potenzialità inferiori a 50 A.E., rappresentano oltre il 50% delle vasche Imhoff/fosse settiche complessivamente esistenti. Discorso opposto per quanto riguarda i processi a fanghi attivi: infatti oltre il 75% di tutti gli impianti a fanghi attivi presenti (di potenzialità inferiore a 2.000 A.E.) appartiene alla classe di potenzialità maggiore ($400 < P < 2.000$ A.E.).

Figura 1.3 – Numero di impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per classe di potenzialità e tipologia di trattamento.



Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

1.4 Suddivisione per tipologia di scarico

Per quanto riguarda la suddivisione degli impianti in funzione della tipologia di ricettore nel quale scaricano, sono state considerate le seguenti categorie:

- scarico in corpo idrico superficiale: in questa classe sono stati inseriti gli impianti che, in accordo con le indicazioni contenute nel database regionale, scaricano in fiumi, canali, torrenti, colatori e rogge;
- scarico a lago;
- scarico sul suolo: questa voce comprende anche lo scarico nel sottosuolo.

Gli impianti che hanno fornito informazioni in merito alla tipologia di scarico sono 1.004 e trattano complessivamente 330.251 A.E..

Analizzando i risultati della tabella 1.3 si può osservare che:

- globalmente, gli impianti che scaricano a lago sono circa il 4% del totale; considerando però gli impianti di potenzialità compresa tra 100 e 400 A.E., arrivano all'8%;
- gli impianti che scaricano sul suolo rappresentano complessivamente il 6% del totale; prendendo in considerazione gli impianti di potenzialità ≤ 50 A.E. tale valore raggiunge il 10%;

- considerando gli A.E. serviti associati allo scarico a lago, questi rappresentano circa il 5% del totale, mentre quelli associati allo scarico sul suolo sono pari al 2%.

Tabella 1.3 – Impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E.: suddivisione per tipologia di scarico e classi di potenzialità.

Classi di potenzialità	Numero impianti			A.E. serviti		
	Corpo idrico superficiale	Lago	Suolo	Corpo idrico superficiale	Lago	Suolo
P ≤ 50 A.E.	301	2	35	7.930	70	894
50 A.E. < P ≤ 100 A.E.	135	6	12	9.793	511	835
100 A.E. < P ≤ 400 A.E.	192	18	4	38.900	3.344	890
400 A.E. < P < 2.000 A.E.	282	12	5	251.467	11.158	4.459
Totale	910	38	56	308.090	15.083	7.078

Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Per quanto riguarda la correlazione tra la tipologia di scarico ed il trattamento previsto, 983 impianti (che trattano 322.497 A.E.) hanno fornito tali informazioni.

Dai risultati ottenuti (tabella 1.4) si può osservare che il 3% circa delle vasche Imhoff/fosse settiche scarica a lago, mentre il 7% scarica sul suolo. Considerando la potenzialità effettiva, il 5% degli A.E. serviti dalle vasche Imhoff/fosse settiche scarica a lago.

Infine, per quanto riguarda il trattamento a fanghi attivi, il 5% degli A.E. trattati con questa tipologia di processo scarica a lago, mentre poco meno del 2% scarica sul suolo.

Tabella 1.4 – Impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E.: suddivisione per tipologia scarico e trattamento previsto.

Tipologia di trattamento	Numero impianti			A.E. serviti		
	Corpo idrico superficiale	Lago	Suolo	Corpo idrico superficiale	Lago	Suolo
Vasca Imhoff/Fossa settica	551	21	45	52.377	3.008	1.959
Fanghi attivi	298	13	4	228.899	11.361	3.914
Biomassa adesa	19	1	-	12.483	40	-
Fitodepurazione	9	-	3	3.138	-	175
SBR	4	1	-	1.400	44	-
Altro*	9	2	3	2.584	630	485
Totale	890	38	55	300.881	15.083	6.533

* dispersione nel terreno; trattamento anossico; altro sistema tecnicamente equivalente

Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

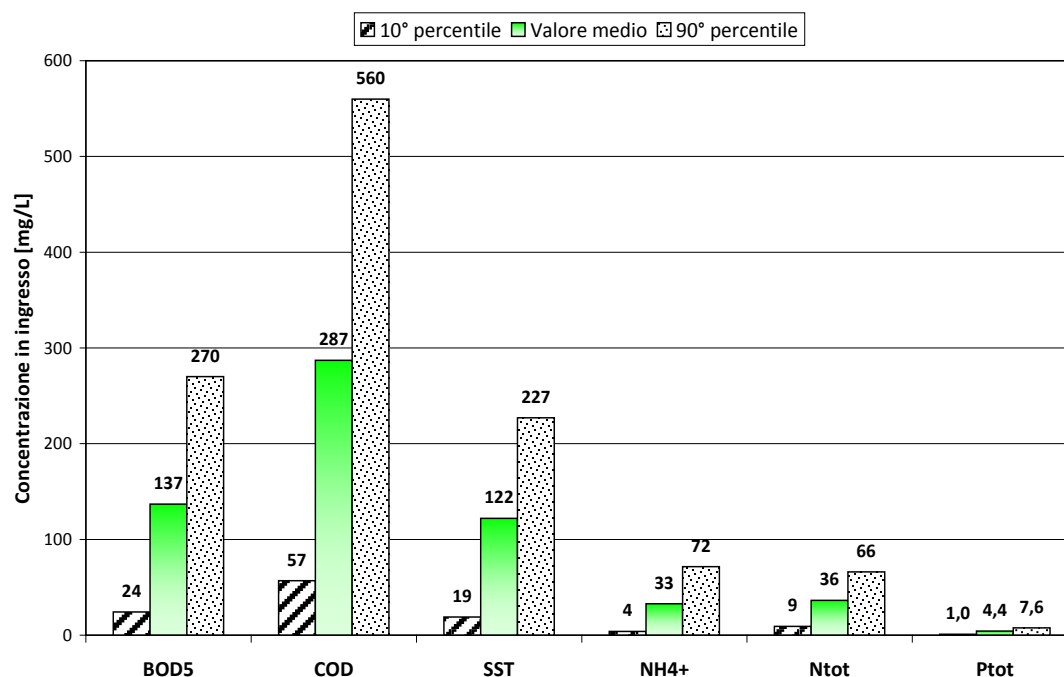
1.5 Caratteristiche qualitative dei liquami influenti

In questo paragrafo sono riportate le caratteristiche qualitative dei liquami influenti agli impianti di depurazione.

I risultati ottenuti fanno riferimento alle analisi relative al 2013; per quanto riguarda le elaborazioni dei dati, le concentrazioni inferiori al limite di determinazione strumentale (L.D.) sono state considerate pari ad un valore L.D./2.

Nella figura 1.4 sono riportate le concentrazioni di BOD5, COD, SST, NH4+, Ntot e Ptot in ingresso a tutti gli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. presi in considerazione nell'indagine.

Figura 1.4 – Concentrazioni dei differenti inquinanti considerati (valore medio, 10° e 90° percentile) in ingresso agli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E..



Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

1.5.1 Caratteristiche qualitative in funzione della classe di potenzialità

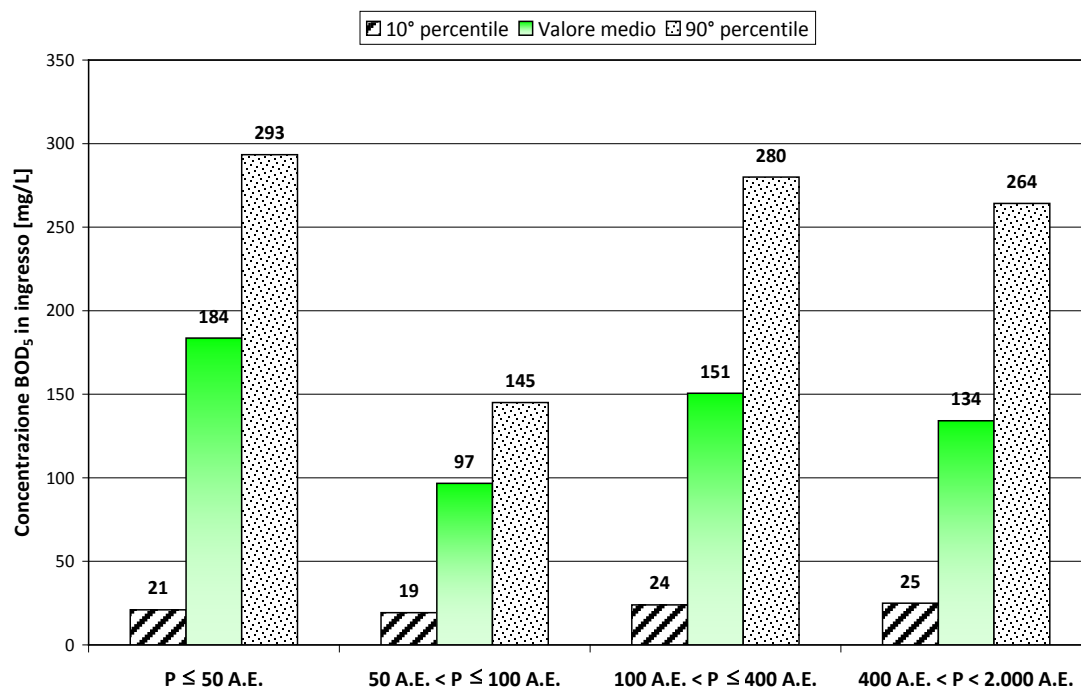
Nelle figure 1.5 ÷ 1.10 sono riportate le concentrazioni (esprese come valore medio, 10° e 90° percentile) in ingresso agli impianti di depurazione suddivisi per classe di potenzialità.

Dall'analisi dei grafici si può osservare che:

- per quanto riguarda BOD5 e COD, le concentrazioni in ingresso più basse si osservano per gli impianti di depurazione appartenenti alla classe di potenzialità tra 50 e 100 A.E.;
- nel caso degli SST, i liquami influenti agli impianti di potenzialità compresa tra 50 e 100 A.E. presentano una concentrazione mediamente più elevata rispetto alle altre classi di potenzialità; inoltre la variabilità delle concentrazioni di tale parametro, ad eccezione degli impianti di potenzialità inferiore a 50 A.E., è molto elevata;

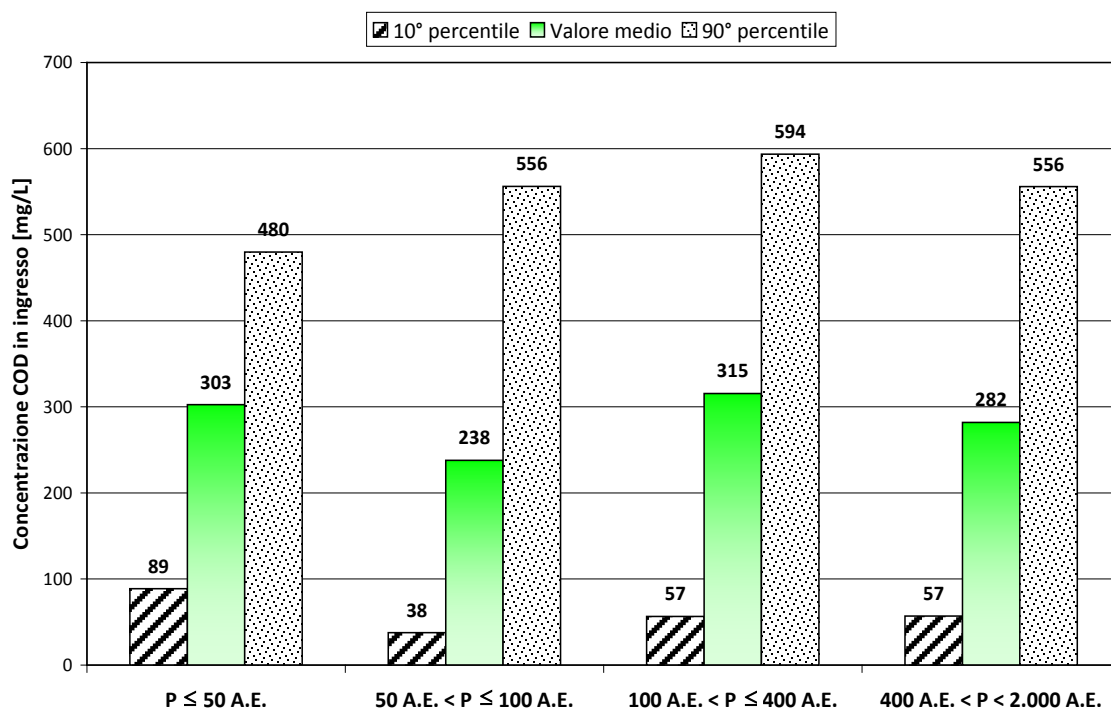
- nel caso di NH_4^+ non si osservano particolari differenze tra le concentrazioni degli influenti prese in considerazione;
- infine, i liquami in ingresso agli impianti di potenzialità compresa tra 50 e 100 A.E. mostrano concentrazioni di N_{tot} mediamente più elevata e con valori relativi al 90° percentile più alti (anche nel caso di P_{tot}).

Figura 1.5 – Concentrazioni di BOD_5 (valore medio, 10° e 90° percentile) in ingresso agli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per classe di potenzialità.



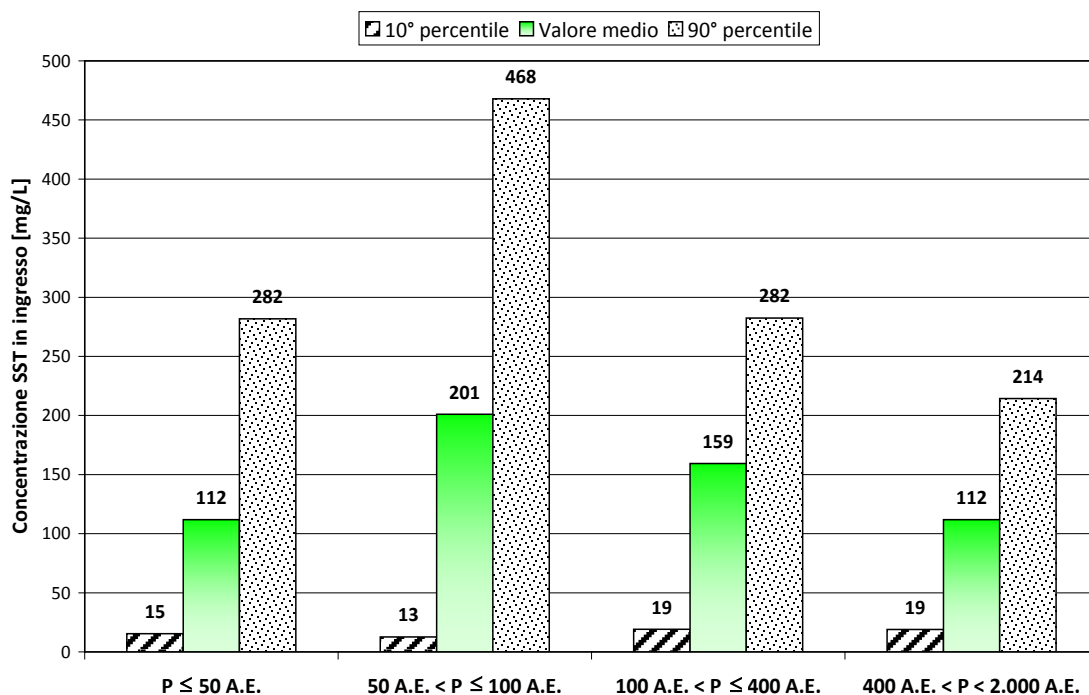
Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.6 – Concentrazioni di COD (valore medio, 10° e 90° percentile) in ingresso agli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per classe di potenzialità.



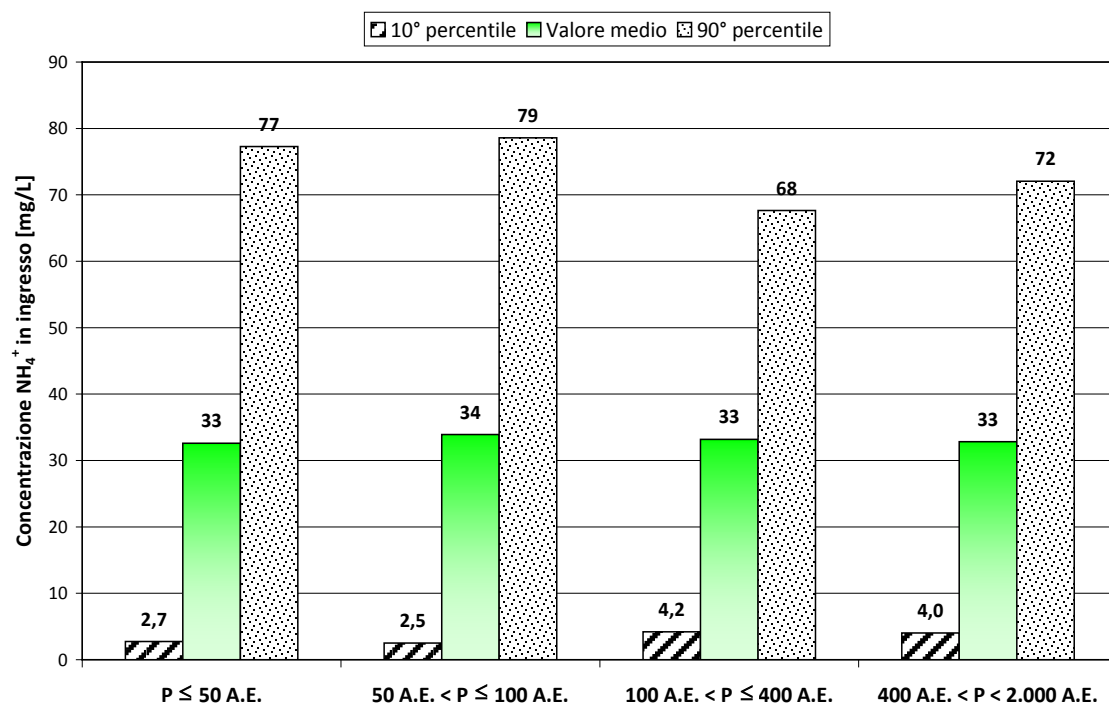
Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.7 – Concentrazioni di SST (valore medio, 10° e 90° percentile) in ingresso agli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per classe di potenzialità.



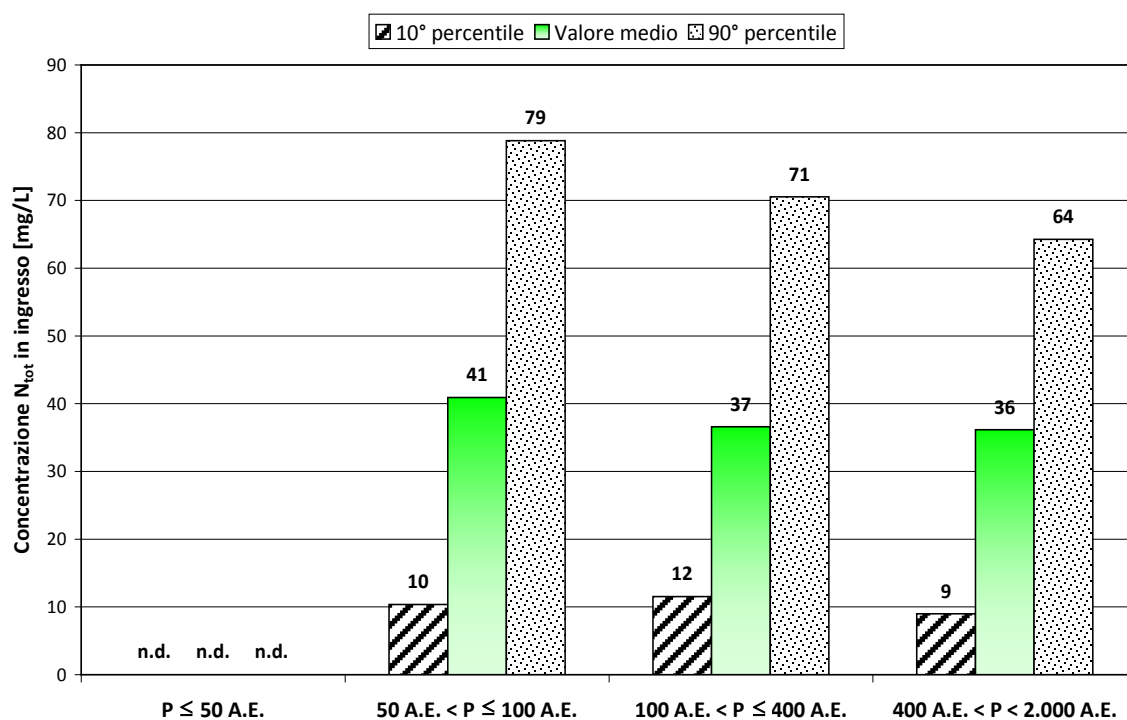
Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.8 – Concentrazioni di NH_4^+ (valore medio, 10° e 90° percentile) in ingresso agli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per classe di potenzialità.



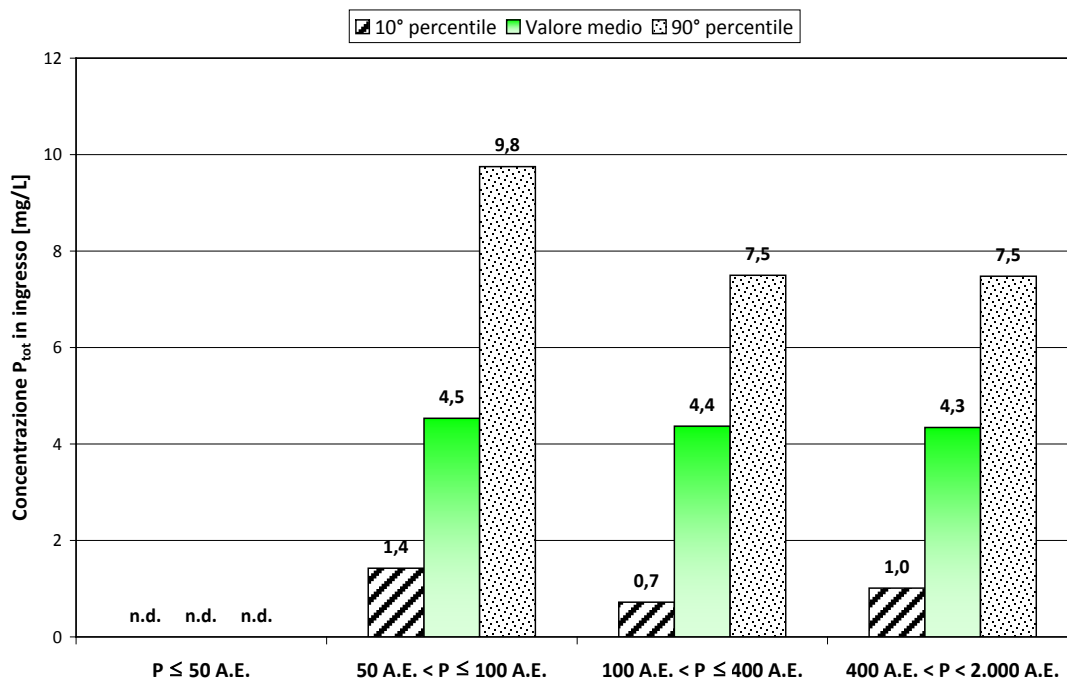
Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.9 – Concentrazioni di N_{tot} (valore medio, 10° e 90° percentile) in ingresso agli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per classe di potenzialità.



Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.10 – Concentrazioni di P_{tot} (valore medio, 10° e 90° percentile) in ingresso agli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per classe di potenzialità.



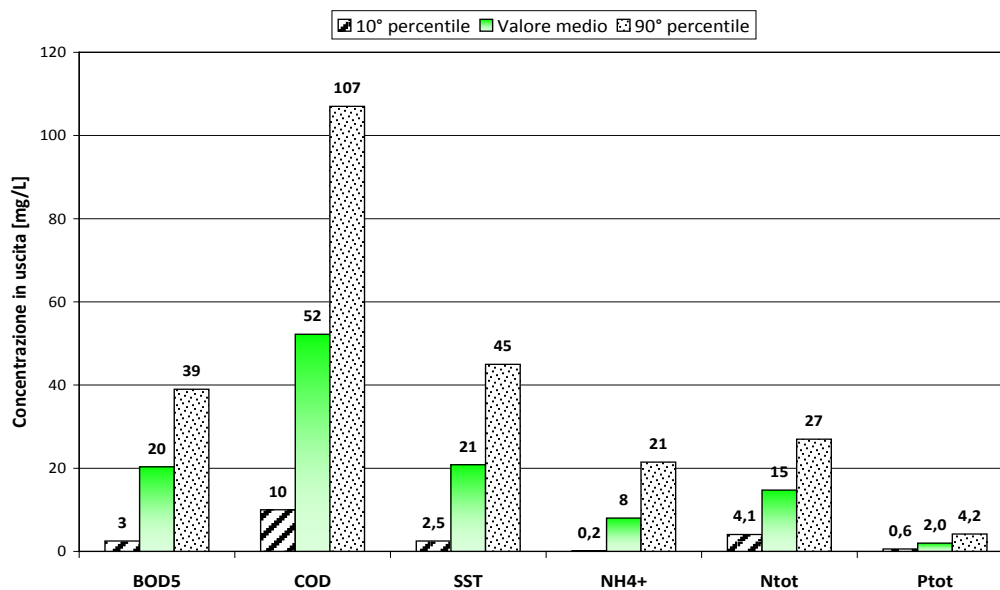
Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

1.6 Caratteristiche qualitative degli effluenti depurati

In questo paragrafo sono riportati i risultati delle caratteristiche qualitative degli effluenti depurati. Anche in questo caso i dati disponibili si riferiscono al 2013.

Nella figura 1.11 sono riportate le concentrazioni degli inquinanti considerati nell'indagine in uscita dagli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E.

Figura 1.11 – Concentrazioni dei differenti inquinanti considerati (valore medio, 10° e 90° percentile) in uscita dagli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E.



Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

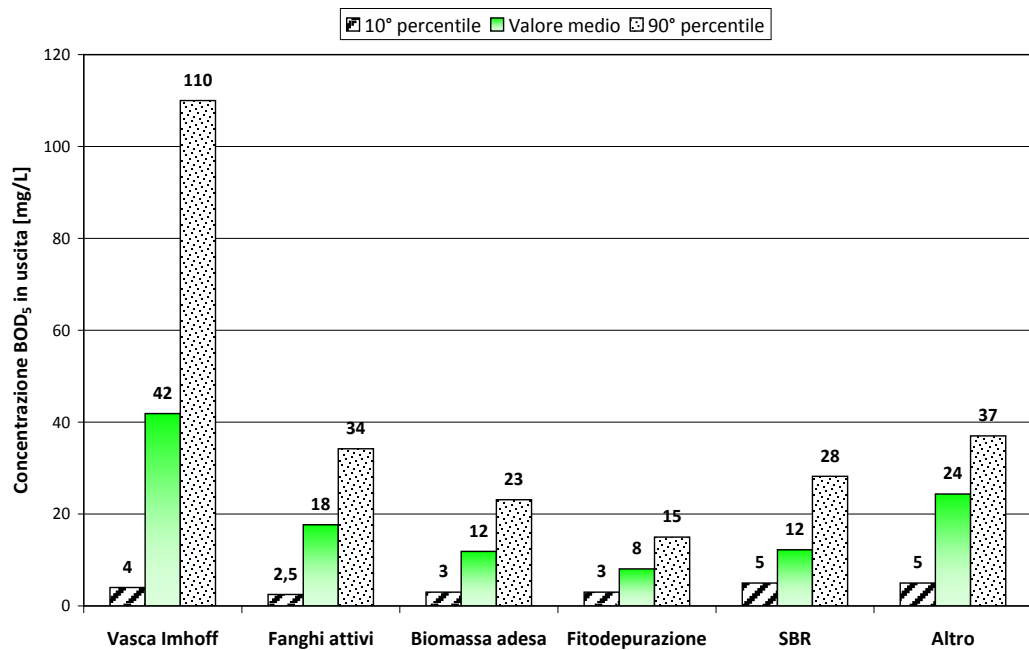
1.6.1 Caratteristiche qualitative in funzione della tipologia di trattamento

Nelle figure 1.12 ÷ 1.17 sono riassunti i risultati ottenuti per i diversi parametri inquinanti in funzione della tipologia di trattamento.

Analizzando i risultati si può notare che:

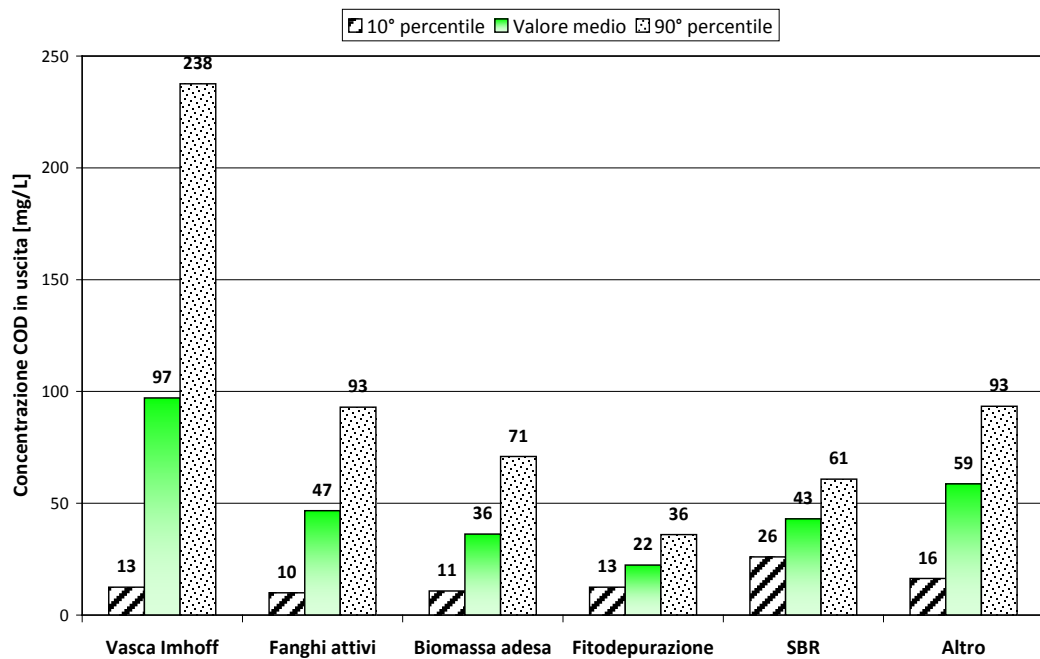
- come era prevedibile, le vasche Imhoff presentano concentrazioni in uscita superiori per tutti i parametri inquinanti considerati; la variabilità delle concentrazioni in uscita è in linea (nel caso dell' NH_4^+ addirittura più bassa) con quella calcolata per gli impianti a fanghi attivi;
- per quanto riguarda i processi SBR e gli impianti a biomassa adesa, le concentrazioni in uscita di BOD5, COD e SST sono leggermente inferiori rispetto ai trattamenti a fanghi attivi; anche la variabilità è più contenuta rispetto a questi ultimi;
- per quanto riguarda Ntot e Ptot, il processo a fanghi attivi presenta i valori più bassi.

Figura 1.12 – Concentrazioni di BOD₅ (valore medio, 10° e 90° percentile) in uscita dagli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per tipologia di trattamento.



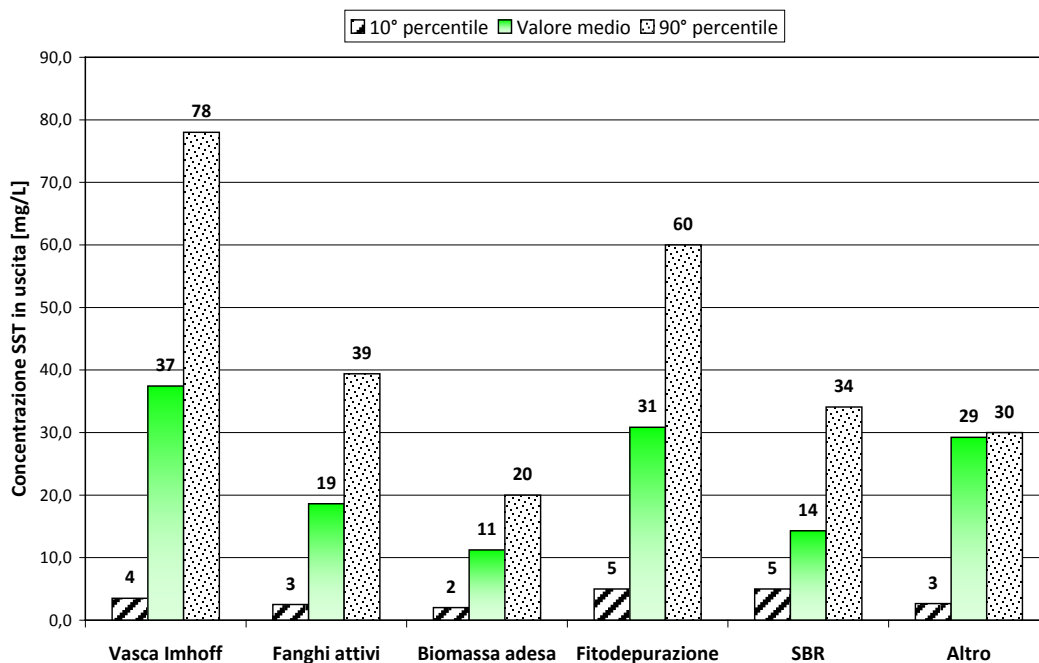
Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.13 – Concentrazioni di COD (valore medio, 10° e 90° percentile) in uscita dagli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per tipologia di trattamento.



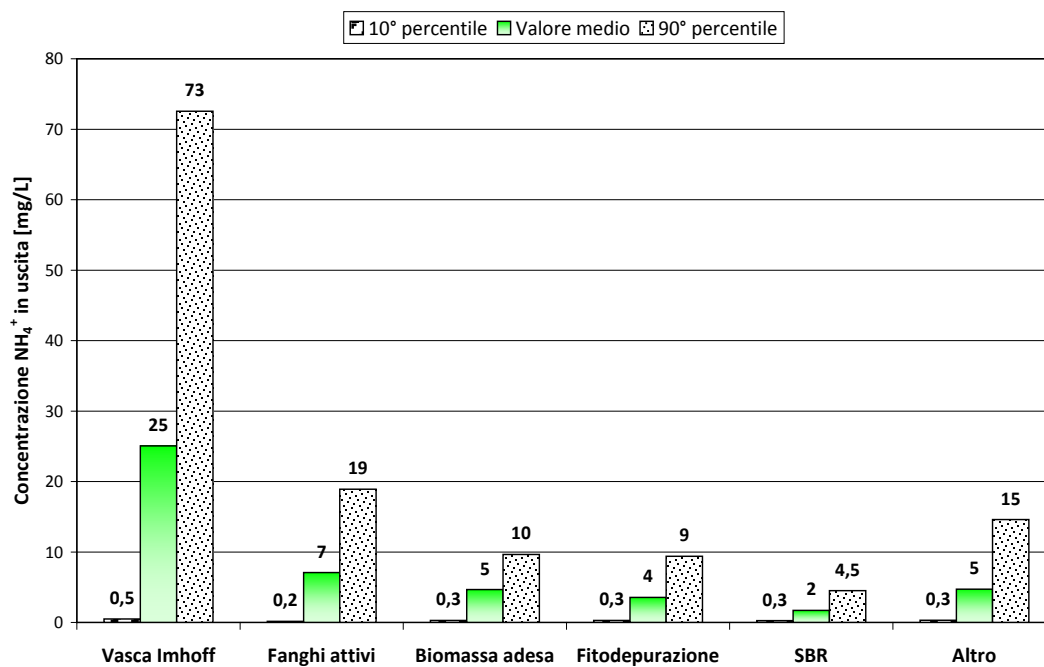
Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.14 – Concentrazioni di SST (valore medio, 10° e 90° percentile) in uscita dagli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per tipologia di trattamento.



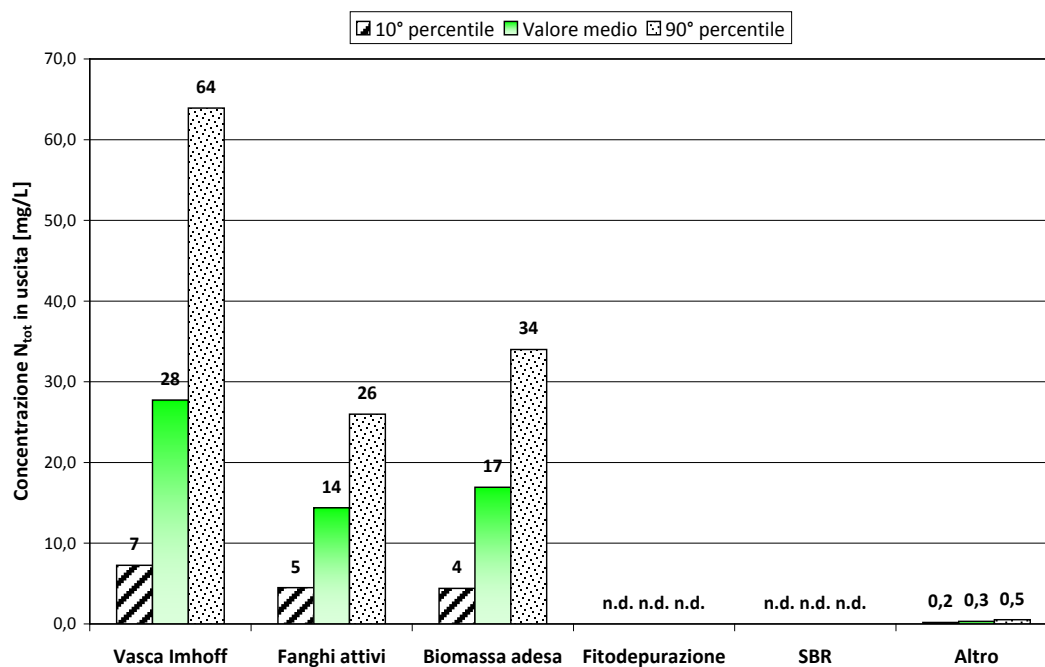
Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.15 – Concentrazioni di NH_4^+ (valore medio, 10° e 90° percentile) in uscita dagli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per tipologia di trattamento.



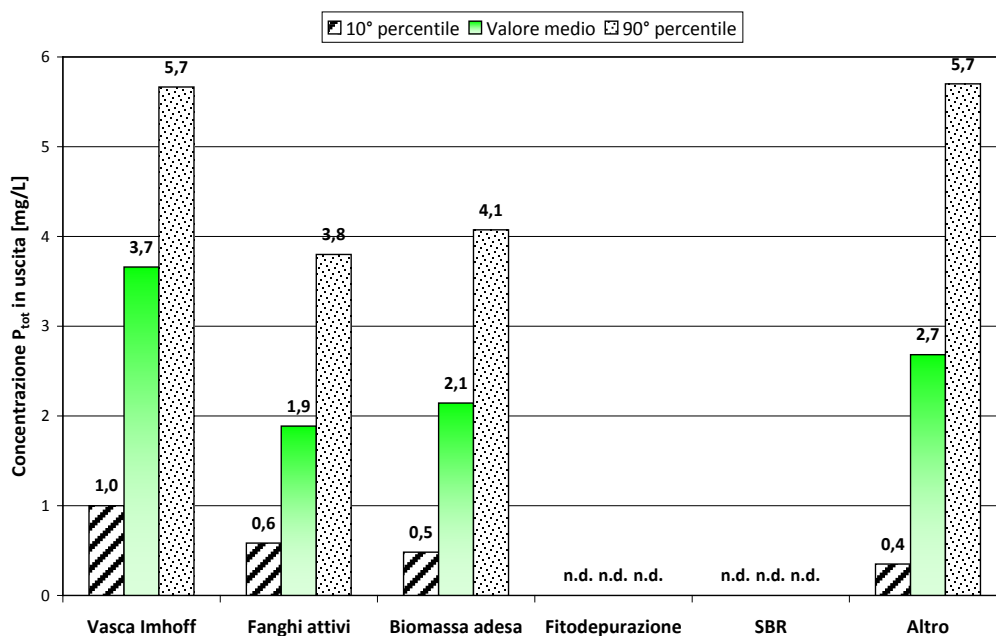
Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.16 – Concentrazioni di N_{tot} (valore medio, 10° e 90° percentile) in uscita dagli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per tipologia di trattamento.



Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

Figura 1.17 – Concentrazioni di P_{tot} (valore medio, 10° e 90° percentile) in uscita dagli impianti di depurazione di potenzialità inferiore a 2.000 A.E. suddivisi per tipologia di trattamento.



Fonte: elaborazione su dati SIRE, 2013

CAPITOLO 2. Tecnologie appropriate

2.1 Trattamenti primari

2.1.1 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 2.1 illustra lo schema di una vasca unifamiliare dimensionata secondo le indicazioni dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS).

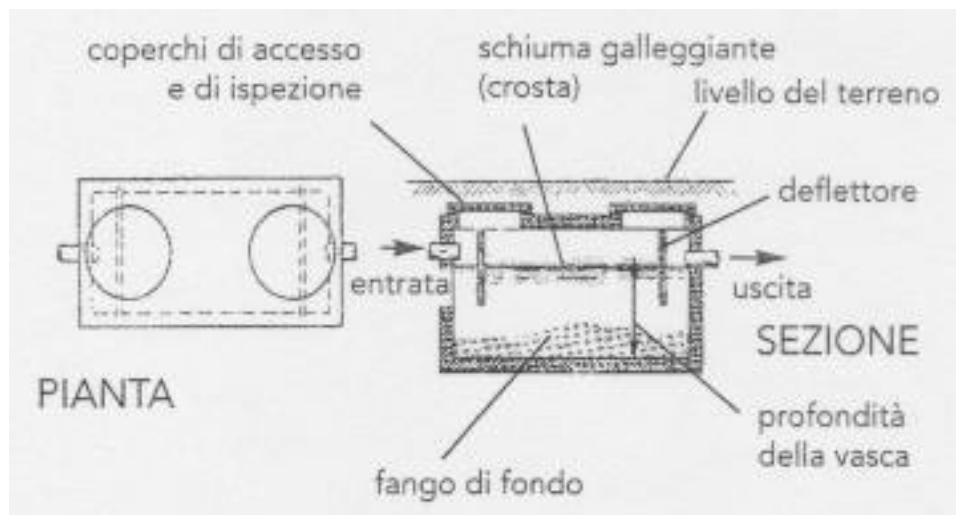
La particolare conformazione obbliga i liquami ad attraversare tutta la massa liquida contenuta, dove essi subiscono una fermentazione anaerobica, con conseguente solubilizzazione di una parte dei solidi sospesi e sedimentazione dei restanti, in modo che dalla vasca fuoriesca un liquido "condizionato", 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.

E' necessario prevedere opportuni accorgimenti per evitare che sia il fango, sia la schiuma fuoriescano con l'effluente dalla vasca (Masotti, 2011).

Figura 2.1 – Schema di fossa settica unifamiliare a una camera.



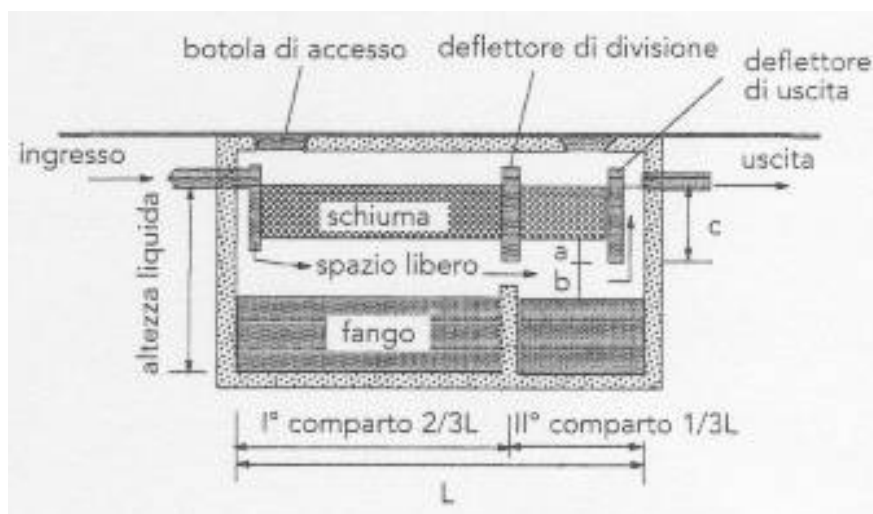
Fonte: Masotti, 2011

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 2.2 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 2.2 – 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.

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).

2.1.2 Vasca Imhoff

Principi di funzionamento

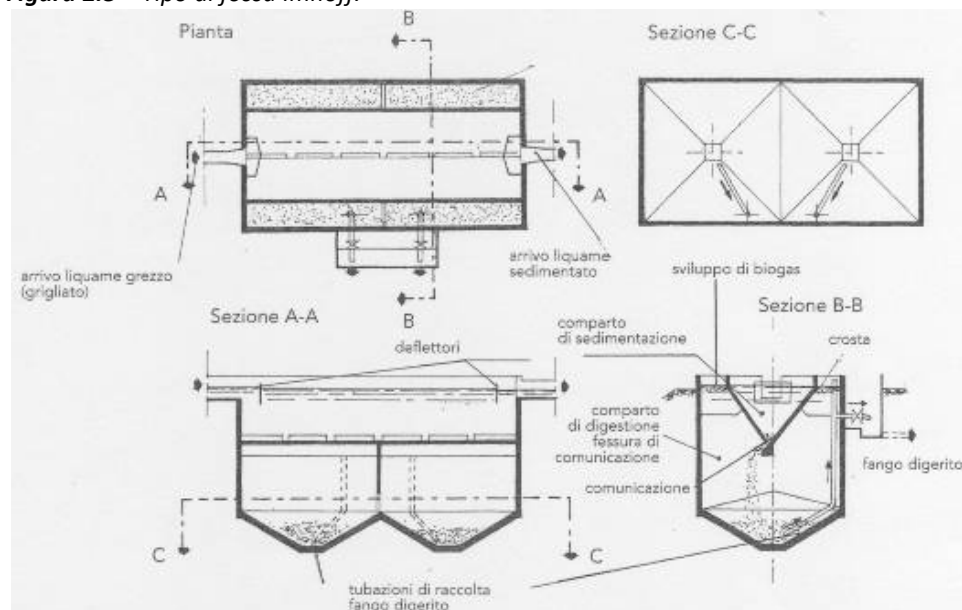
Le vasche Imhoff assolvono contemporaneamente, in zone distinte, alla funzione di decantazione dei liquami (oltre alla contemporanea flottazione dei grassi) ed alla digestione dei fanghi decantati; esse sono, infatti, costituite da due diversi comparti sovrapposti, comunicanti mediante apposite feritoie.

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 2.3 è riportato uno schema di una vasca Imhoff.

Figura 2.3 – 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;
- 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).

2.1.3 Dispersione nel terreno

Principi di funzionamento

I sistemi di dispersione per subirrigazione e di infiltrazione per percolamento 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 per la dispersione nel terreno i più utilizzati sono:

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

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.

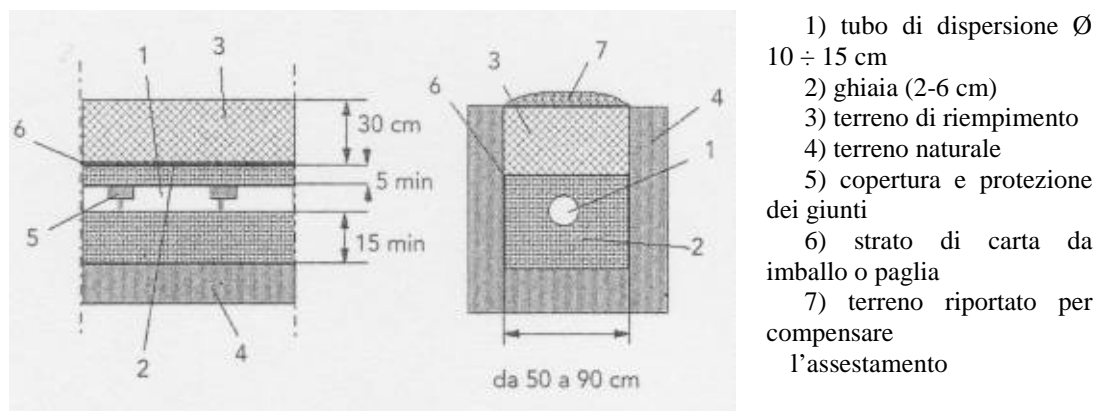
Per poter essere efficacemente assorbito dal terreno, il liquame deve aver subito un efficace trattamento di "condizionamento", cioè di chiarificazione e liquefazione preliminare (tipicamente attraverso fosse settiche) in modo tale da rimuovere i corpi grossolani e tutte quelle sostanze sospese che, 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 2.4 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 2.4 – Trincea drenante per la subdispersione nel terreno.



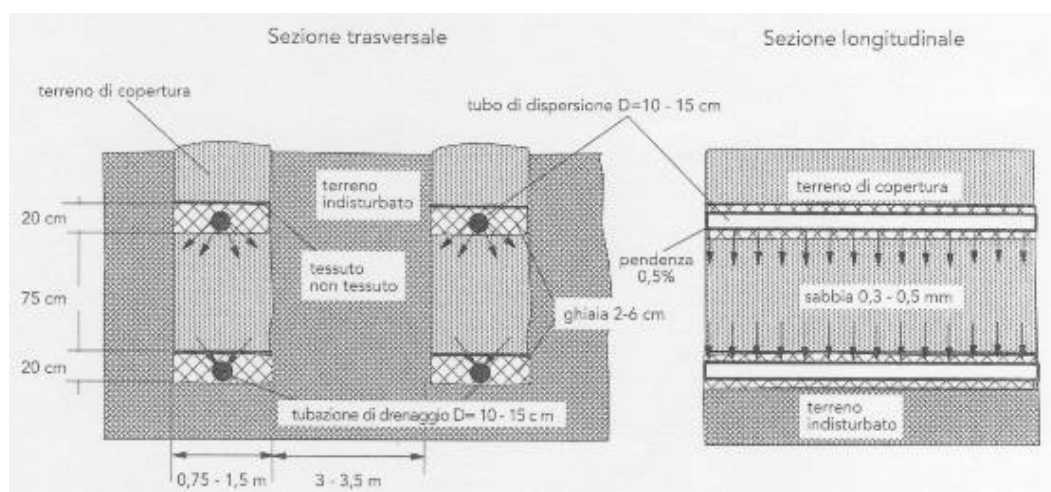
Fonte: Masotti, 2011

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 così depurato (vedi figura 2.5).

Con la filtrazione attraverso lo strato di sabbia si attua un vero e proprio trattamento del liquame.

Figura 2.5 – Sezione di trincee con filtro a sabbia sotterraneo drenato.

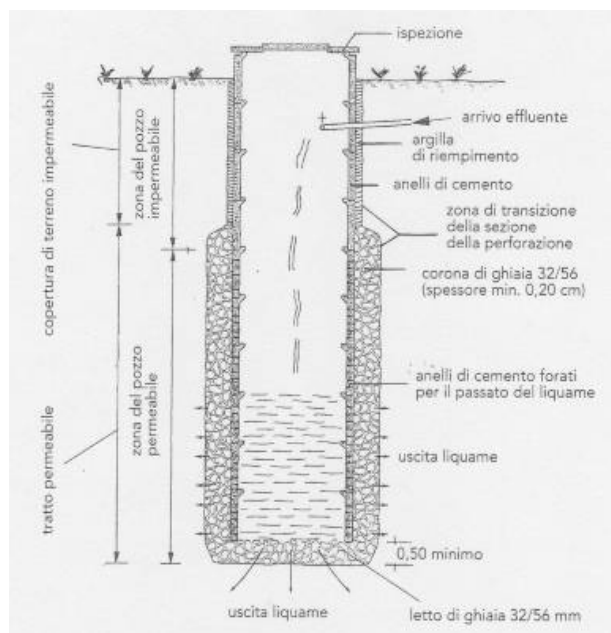


Fonte: Masotti, 2011

I pozzi disperdenti (o assorbenti) sono costituiti da un condotto verticale che penetra sotto la superficie del suolo, anche a profondità piuttosto elevata, in modo tale da interessare strati del sottosuolo particolarmente assorbenti.

Sulla superficie laterale e sul fondo sono previste delle aperture allo scopo di realizzare una comunicazione con appositi sistemi di drenaggio attraverso i quali il liquame percola infiltrandosi nel terreno (figura 2.6).

Figura 2.6 – Tipica configurazione di pozzo disperdente profondo.



Fonte: Masotti, 2011

Come tutti i sistemi precedentemente esaminati, anche i pozzi disperdenti prevedono lo smaltimento di effluenti liquidi precedentemente chiarificati allo scopo di evitare un rapido intasamento. È necessario verificare che il livello della falda idrica sia sempre, in ogni stagione, almeno di 2 metri (Delibera C.I.T.A.I. del 04/02/1977) al di sotto del fondo del pozzo e che tra il fondo stesso e la falda sia presente uno strato di terreno a granulometria fine a protezione della falda.

Mentre la rimozione del BOD è spesso legata alla rimozione dei solidi sospesi e quindi alla capacità di filtrazione e successiva decomposizione del suolo, la rimozione del COD è maggiormente legata all'eliminazione dei solidi totali disciolti, un processo notoriamente più lento del primo (Vismara, 1998).

I rendimenti di rimozione del BOD e dei solidi sospesi, in virtù del fenomeno di filtrazione nel suolo, si attestano a valori superiori al 90%. Generalmente si ottengono buoni rendimenti di nitrificazione, mentre difficoltà maggiori si riscontrano nell'ottenere rese di denitrificazione accettabili: i rendimenti di abbattimento dell'azoto totale si attestano al 20-30%. Per quanto riguarda il fosforo, i rendimenti di rimozione variano dal 20 al 60%: i meccanismi principali sono la precipitazione e l'adsorbimento sul suolo, nonché l'assimilazione da parte della vegetazione (Vismara, 1998; IReR, 2004).

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).

2.1.4 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.

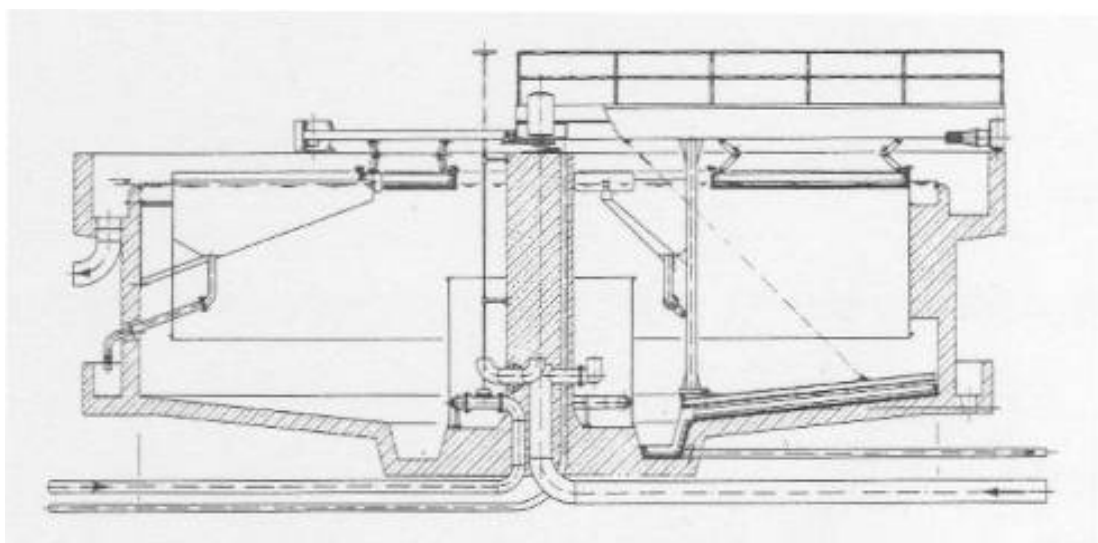
I parametri di dimensionamento più importanti sono il carico idraulico superficiale e il tempo di residenza; per i dissabbiatori valori usuali sono $15 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \text{ h})$ e 15 minuti.

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 2.7).

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 2.7 – 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} 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.

2.1.5 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 (figura 2.8). 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.

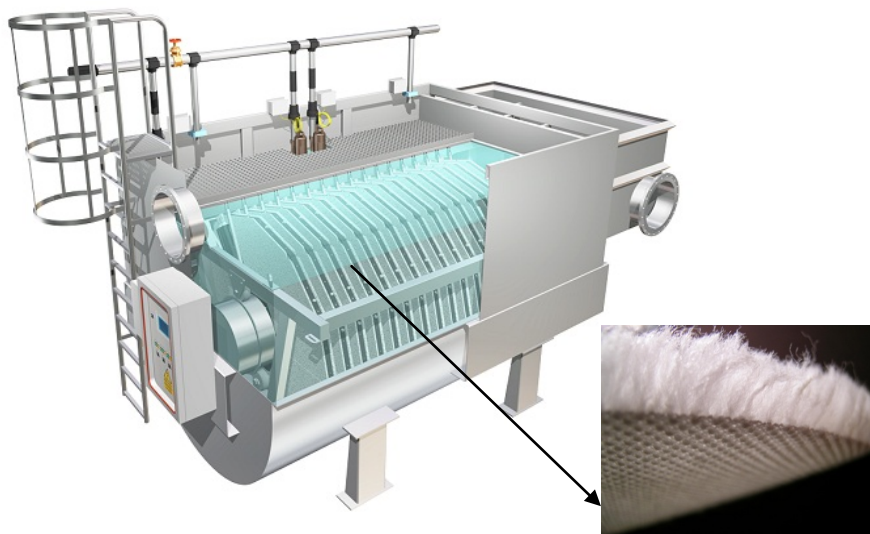
Durante la fase di filtrazione i solidi vengono trattenuti dalla tela filtrante. Il livello minimo dell'acqua nella vasca di contenimento del filtro è controllato da uno stramazzo posto sul lato di scarico dell'acqua pulita. Con l'aumentare del deposito dei solidi sulla tela, aumenta la resistenza idraulica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

Figura 2.8 – Filtrazione su tela a dischi filtranti.



Fonte: <http://www.mitabiorulli.it/ita/17-filtri-a-tela-mecana/17-filtri-a-tela-mecana>

Un'interessante applicazione della filtrazione su tela riguarda l'installazione di tali sistemi a valle di vasche Imhoff, qualora si debba scaricare in corpo idrico superficiale a causa di una serie di fattori critici (falda idrica poco profonda, situazioni di rischio idrogeologico, permeabilità dei suoli troppo bassa, ecc.).

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}.

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.

2.1.6 Processi chimico-fisici

2.1.6.1 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 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:

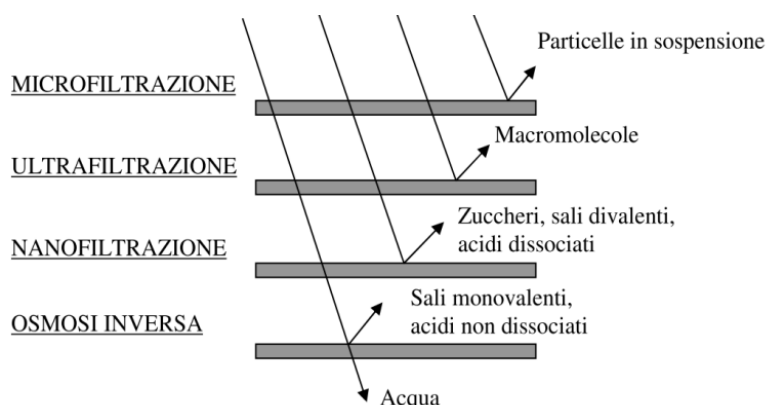
- permeabilità;
- selettività;
- buona definizione del range di dimensione dei pori;
- abilità di resistere ad un eccesso di produzione di fouling;
- robustezza ed integrità;
- lungo tempo di vita.

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 2.9).

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 2.9 – Processi a membrana e le loro caratteristiche di separazione



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 2.1 sono riportati i valori tipici dei parametri operativi dei differenti sistemi di filtrazione su membrana.

Tabella 2.1 – Parametri tipici dei processi di separazione su membrana.

Parametri operativi	Microfiltrazi one	Ultrafiltrazi one	Nanofiltrazi one	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 sporcamento 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 2.2).

Tabella 2.2 – 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
Nanofiltrazione	5,3
Osmosi inversa	10,2-18,2

Fonte: Metcalf & Eddy, 2006

2.1.6.2 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).

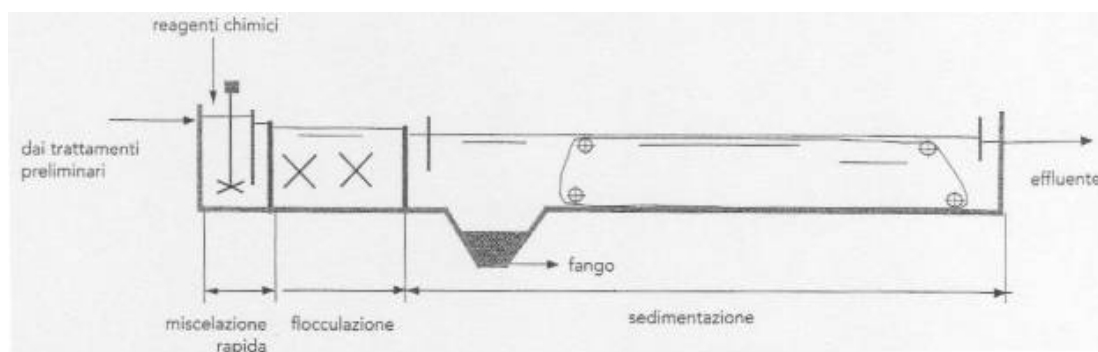
Nello schema di processo della coagulazione-flocculazione, il liquame grezzo viene miscelato in modo molto intenso con uno o più reagenti chimici (bacino di miscelazione rapida): le particelle colloidali, in sospensione stabile per effetto dell'azione di repulsione reciproca determinata dalle cariche 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 microflocchi.

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

Figura 2.10 – 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).

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).

2.2 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.

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 2.3.

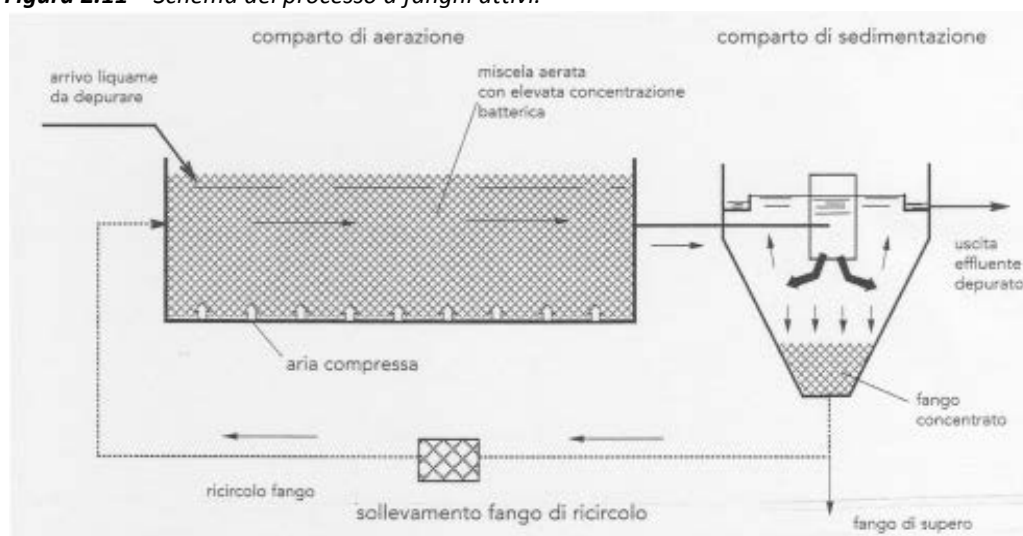
2.2.1 Processo a fanghi attivi

Principi di funzionamento

Il processo a fanghi attivi (il cui schema è riportato in figura 2.11) 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 gSS/L e tempi di permanenza idraulica del liquame compresi fra 15–20 ore (Gruppo di Lavoro “Gestione impianti di depurazione”, 2010).

Figura 2.11 – 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 a bassa 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 2.3 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 2.3 – 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*
C OD	Rendimento [%]	75-80	80-85	-
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	80-100	60-80	-
S S	Rendimento [%]	-	-	-
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	25	20	-
N _t ot	Rendimento [%]	15-25	20-35	60-85
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	30	30	10-15
P _t ot	Rendimento [%]	15-25	20-30	-
	Concentrazione _{OUT} [mg/L]	3	3	-
E. Coli	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.

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.

2.2.2 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 2.12(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 sporcamento 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.

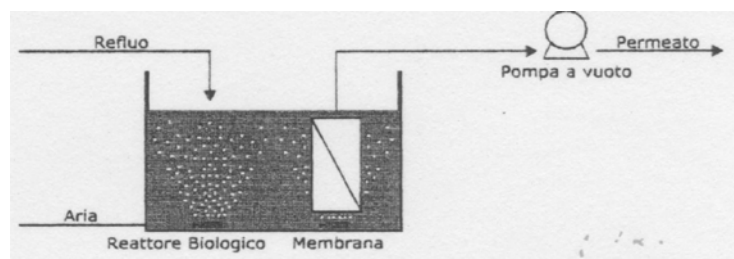
Quest'aria svolge un'azione prevalentemente meccanica e va ad aggiungersi alla normale fornitura necessaria al processo degradativo.

Nella configurazione side-stream (figura 2.12(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.

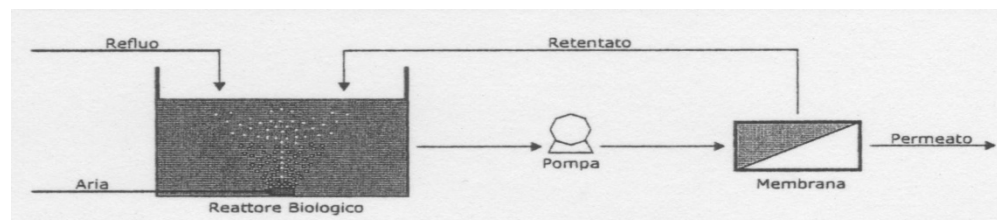
Le membrane esterne operano a velocità tangenziali, pressioni trans-membrana e flussi più elevati rispetto a quelle sommerse e sono di facile installazione nel caso d'interventi di upgrading di impianti esistenti.

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 sporcamento 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).

Figura 2.12 – 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 ($0,04\text{--}0,08 \text{ kgBOD}/(\text{kgSS}\cdot\text{d})$) e concentrazioni di fango maggiori ($10\text{--}18 \text{ kgSS}/\text{m}^3$) 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 2.4 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 2.2.1 (processo a fanghi attivi).

Tabella 2.4 – 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
E. Coli	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 sporramento 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 sporramento 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.

2.2.3 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.

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 2.13): alimentazione, reazione, sedimentazione, scarico dell'effluente, spurgo dei fanghi, stasi.

La fase di alimentazione - Durante l'alimentazione, l'influente è addizionato 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.

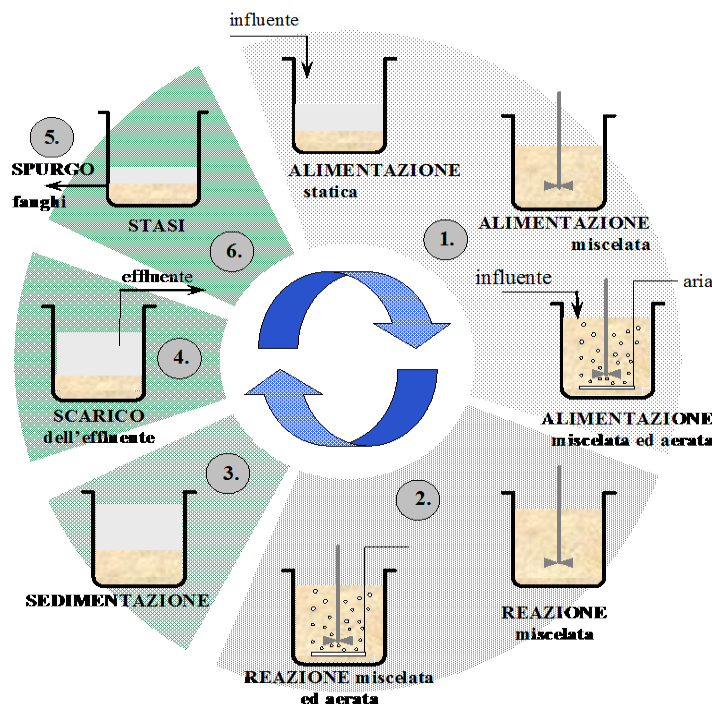
La fase di sedimentazione - Avviene in completa quiete in quanto non si hanno né correnti influenti né effluenti. Pertanto la fase di sedimentazione avviene a velocità ascensionale nulla e ciò garantisce un'elevata efficienza di separazione. Inoltre, siccome tutta la biomassa rimane nel reattore, che 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.

Figura 2.13 – 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 2.3)

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 Iaconi et al., 2008).

Operazioni di manutenzione

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

Campi di applicazione

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

- 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);
- 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;
- assenza di problemi legati alla presenza di vie preferenziali (short circuiting);
- assenza di velocità ascensionale nella fase di sedimentazione garantendo un'ottima efficienza di separazione;
- notevole flessibilità di funzionamento (ad es. la fase di reazione può essere modificata semplicemente variando i tempi di durata e le modalità di conduzione);
- elevata sedimentabilità e resistenza agli shock meccanici dei fanghi;
- assenza di pompe per il ricircolo dei fanghi, essendo questi ultimi sempre presenti nel reattore.

2.2.4 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 2.14(a)) oppure per azione meccanica (nel caso dei trattamenti anaerobici – figura 2.14(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 reflu in ingresso.

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

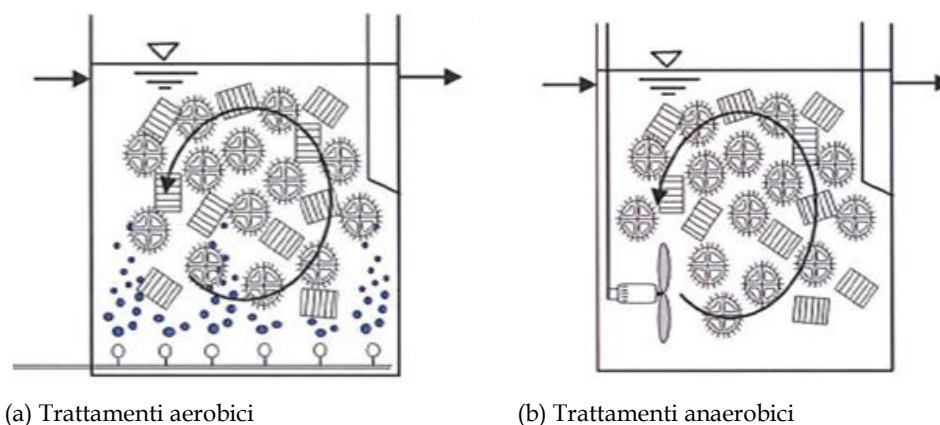
I principali vantaggi dei sistemi MBBR sono i seguenti (Bonomo, 2008; Gruppo di Lavoro “Gestione impianti di depurazione”, 2010):

- 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.

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 2.14 – Schema di un processo MBBR.



Fonte: Rusten et al., 1997

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 adesiva.

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.

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).

2.2.5 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 biochimica 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.

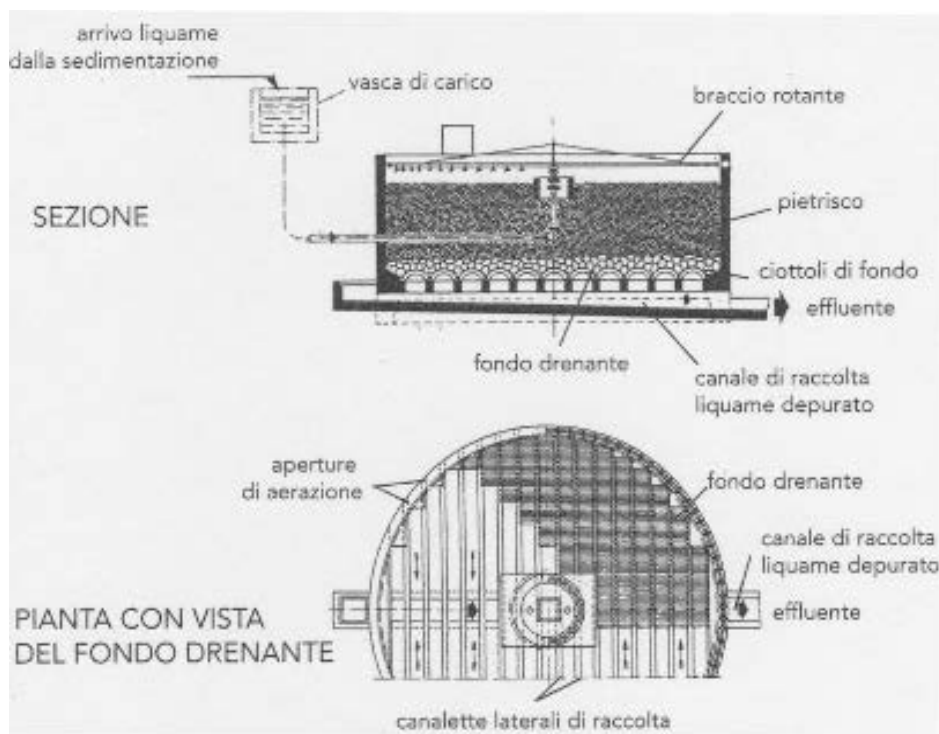
Nella figura 2.15 è riportato lo schema di un tradizionale letto percolatore, nel quale il liquame è normalmente distribuito sulla superficie del filtro con ugelli disposti su un braccio che ruota per effetto della reazione dinamica del liquido effluente.

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 $2-3 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 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.

Figura 2.15 – 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.

2.2.6 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.

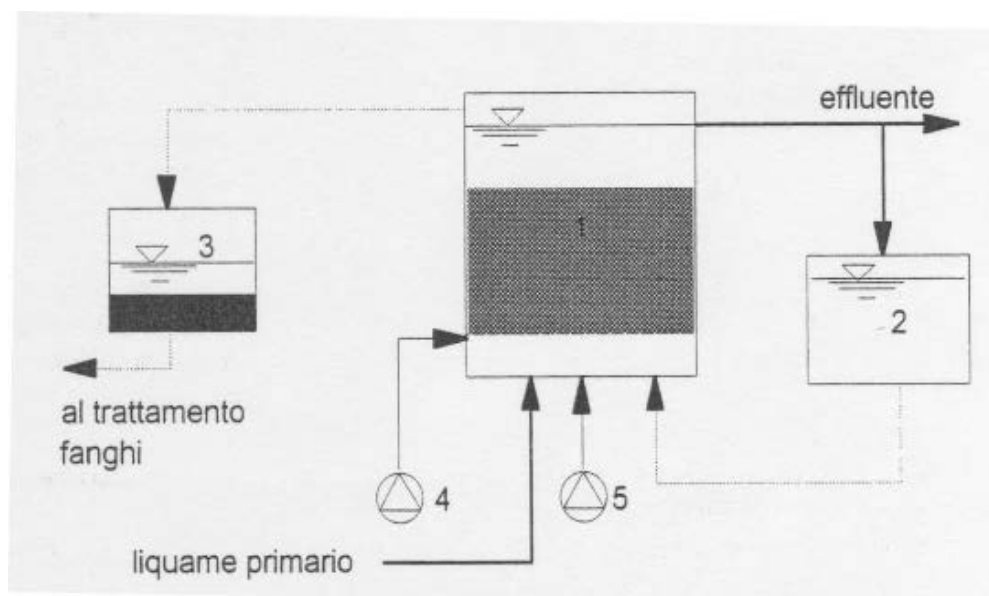
Il flusso di alimentazione può essere ascendente (figura 2.16), discendente (figura 2.17) oppure trasversale. Anche in questo caso è da prevedere oltre ad una preventiva sedimentazione primaria anche la rimozione periodica di solidi accumulati attraverso opportuni cicli di lavaggio.

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.

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.

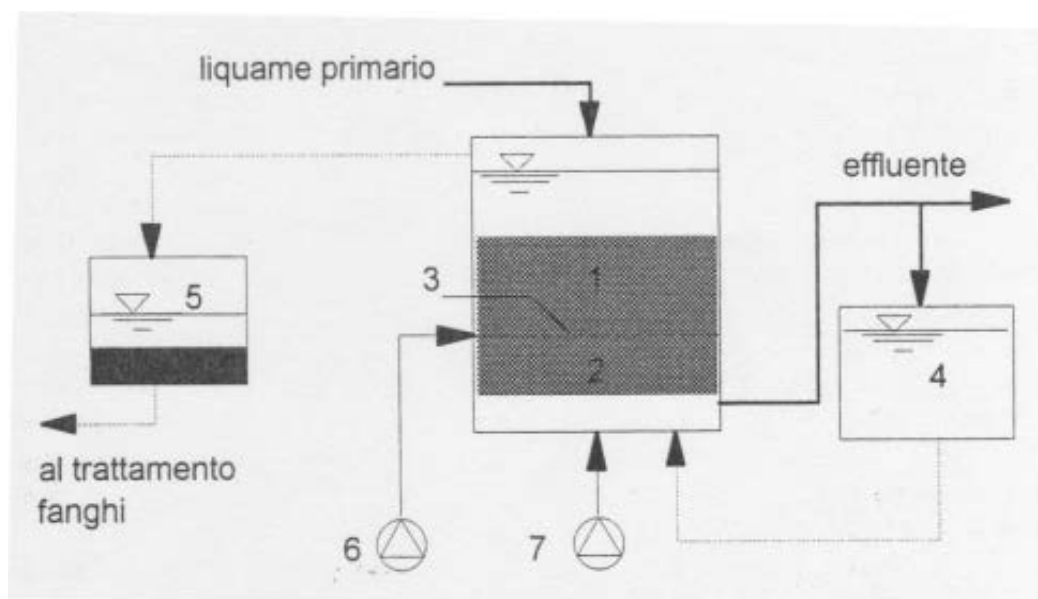
Figura 2.16 – Schema di un filtro biologico sommerso aerato a flusso ascendente.



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 2.17 – 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

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.

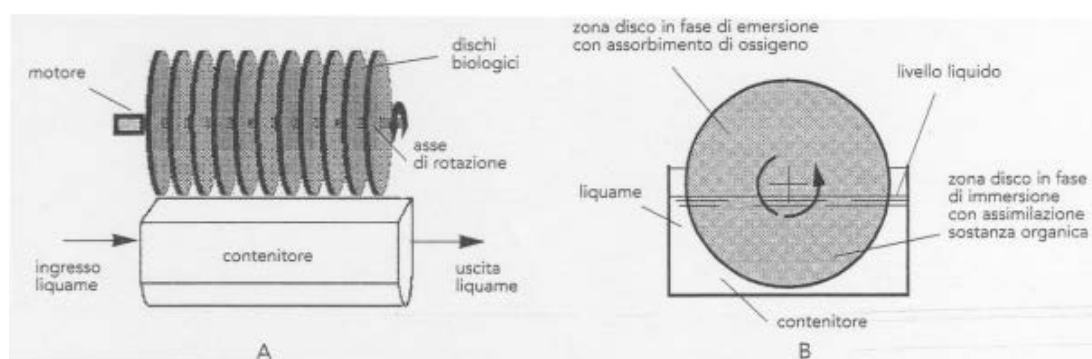
2.2.7 Dischi biologici

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 2.18). Sono immersi parzialmente nel liquido da trattare (in misura pari a 40% del loro diametro) e ruotano lentamente ($2\div 5$ 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 2.18 – Principio di funzionamento di un impianto a dischi biologici: A) batteria di dischi con contenitore; B) vista frontale di un disco.



Fonte: Masotti, 2011

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 2.5 sono indicati i rendimenti medi di nitrificazione in funzione della temperatura e del carico specifico di N-NH_4^+ .

Per quanto riguarda gli altri inquinanti, i rendimenti di abbattimento sono analoghi a quelli del processo a fanghi attivi (paragrafo 2.2.1).

Tabella 2.5 – Rendimenti medi di nitrificazione al variare del carico specifico di $N-NH_4^+$.

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

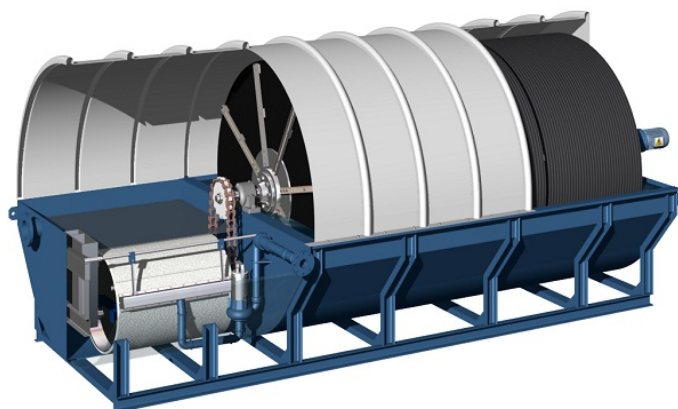
I biodischi dovrebbero essere coperti (solitamente con involucri prefabbricati in vetroresina) per evitare la diffusione di maleodorazioni e garantire la protezione della struttura in plastica dall'azione del sole e la biomassa dai rigori invernali.

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 ultracompati composti da un sistema biologico a biomassa adesa su supporto mobile (biorullo) seguito da un sistema di filtrazione su tela. In figura 2.19 è riportato uno schema di tale processo.

Figura 2.19 – Impianto ultracompatto composto da biodischi e filtrazione su tela.



Fonte: <http://www.mitabiorulli.it/ita/18-biocombi>

2.2.8 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.

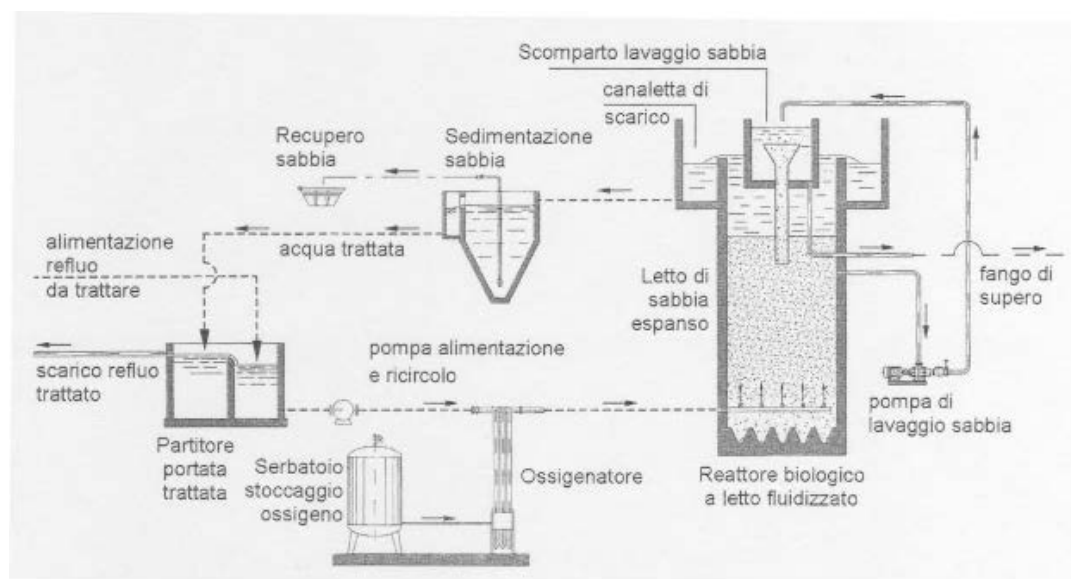
I letti fluidizzati di concreta applicabilità sono finora quelli bifasici con presenza di una fase solida (sabbia) e di una fase liquida (acqua), ma senza immissione diretta nel reattore di una fase gassosa (per l'ossigenazione). In tali reattori è quindi necessario operare una pre-ossigenazione (con 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 O₂ 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 2.20 è riportato lo schema di un letto fluidizzato bifasico.

Figura 2.20 – 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 kgBOD5/(m³·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).

2.2.9 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.

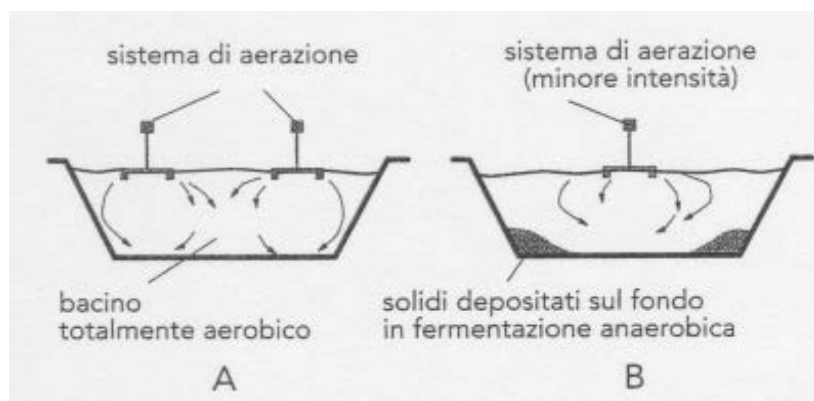
I liquami vengono di norma messi nel bacino con un carico organico molto basso, mentre il tempo di residenza è elevato. I bacini vengono di solito scavati nel terreno e devono essere impermeabilizzati per evitare infiltrazioni nel sottosuolo.

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 2.21 sono riportate due differenti tipologie di stagni aerati: gli stagni aerobici e quelli facoltativi.

Figura 2.21 – Schema di due tipi di stagni aerati: A) stagno aerobico; B) stagno facoltativo.



Fonte: Masotti, 2011

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. Inoltre, sebbene i bacini siano realizzati con idonei sistemi di impermeabilizzazione, è bene valutare con attenzione la scelta di tali impianti soprattutto in situazioni di vulnerabilità della falda idrica (IReR, 2004).

2.2.10 Fitodepurazione

Principi di funzionamento

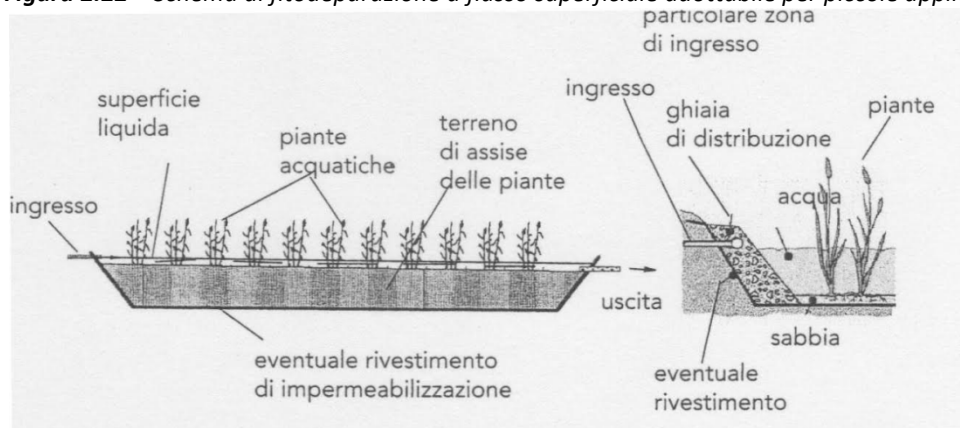
La **fitodepurazione** è un processo naturale di trattamento, basato sull'impiego di colture microfite (alghe unicellulari) e macrofite (piante). L'attività biodepurativa è basata sul processo fotosintetico e quindi è rivolta alla rimozione di N e P.

Le tipologie impiantistiche più diffuse sono rappresentate dai sistemi a flusso superficiale FWS ("Free Water Surface") 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 una degradazione organica da parte delle specie vegetali piantumate 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.

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



Fonte: Masotti, 2011

Il metodo a flusso sub-superficiale prevede la realizzazione di un bacino impermeabile riempito di ghiaia o materiale drenante nel quale sono piantumate specie vegetali igrofile.

Il sistema di depurazione sfrutta l'attività delle piante e delle popolazioni microbiche del sottosuolo. 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 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 (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.

La superficie richiesta è almeno 4-5 m²/A.E. nel caso del sistema a flusso orizzontale, 0,5 m²/A.E. per il flusso verticale (Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione", 2010).

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

La rimozione di BOD, COD, solidi sospesi totali e carica batterica può raggiungere nelle condizioni ottimali valori fino al 90%, mentre per azoto e fosforo si ottengono rendimenti dal 30 al 50%. Le variazioni climatiche stagionali influiscono sulla resa degli impianti di fitodepurazione, come peraltro su tutti gli impianti biologici, e in misura maggiore sugli impianti a flusso superficiale e sub-superficiale orizzontale.

Operazioni di manutenzione

La manutenzione di questi impianti è generalmente limitata allo sfalcio; le piante sfalciate sono da considerare rifiuti, per il possibile accumulo di metalli nei loro tessuti. La fitodepurazione, a differenza di altre tipologie impiantistiche, non permette di modificare i parametri di progetto per aumentare la resa depurativa o ancor meno per rimediare ad eventuali sversamenti tossici accidentali.

Gli impatti ambientali dei sistemi di fitodepurazione a flusso superficiale consistono generalmente nella presenza di insetti e nella possibile generazione di cattivi odori; negli impianti a flusso sub-superficiale l'assenza di un contatto diretto tra refluo e ambiente

circostante e atmosfera evita questi problemi. I consumi energetici sono dovuti alle pompe di sollevamento.

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); le applicazioni più diffuse riguardano utenze fino a centinaia di A.E. (si può arrivare ad un massimo di 1.000 A.E.).

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

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.

2.3 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.

2.3.1 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 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.

2.3.2 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).

2.3.3 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.

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

2.3.4 Considerazioni riassuntive

Nella tabella 2.6 sono confrontati i sistemi di disinfezione analizzati in precedenza riportandone le principali caratteristiche.

Tabella 2.6 – 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

2.4 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.

2.4.1 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).

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 2.24 è riportato un esempio di ispessitore statico a gravità.

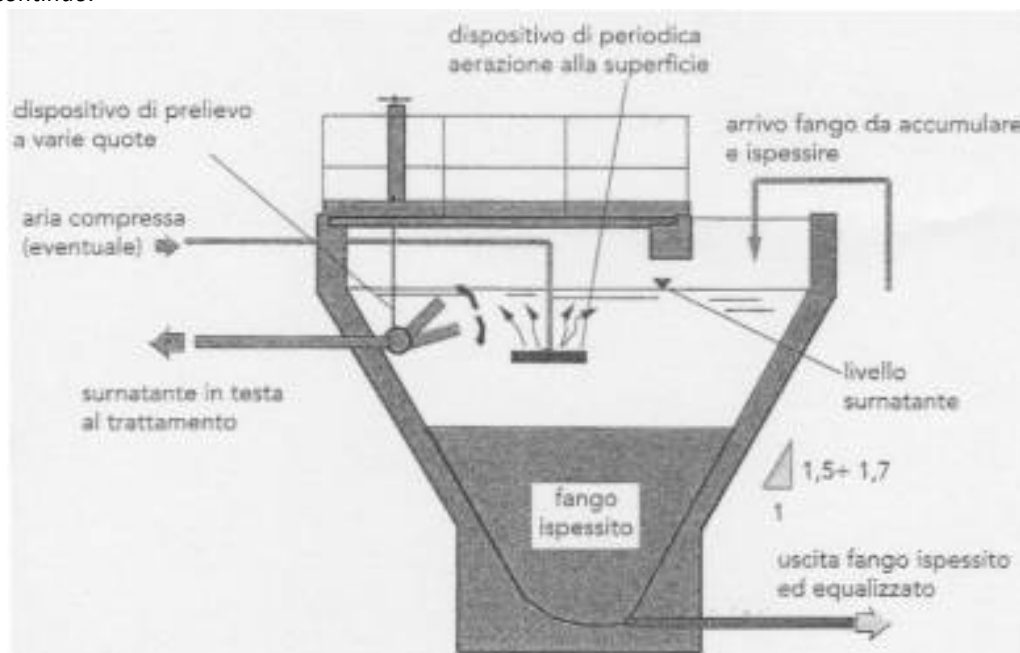
Il funzionamento degli ispessitori dinamici invece è analogo a quello dei sedimentatori circolari meccanizzati.

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



Fonte: Masotti, 2011

2.4.2 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.

2.4.2.1 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).

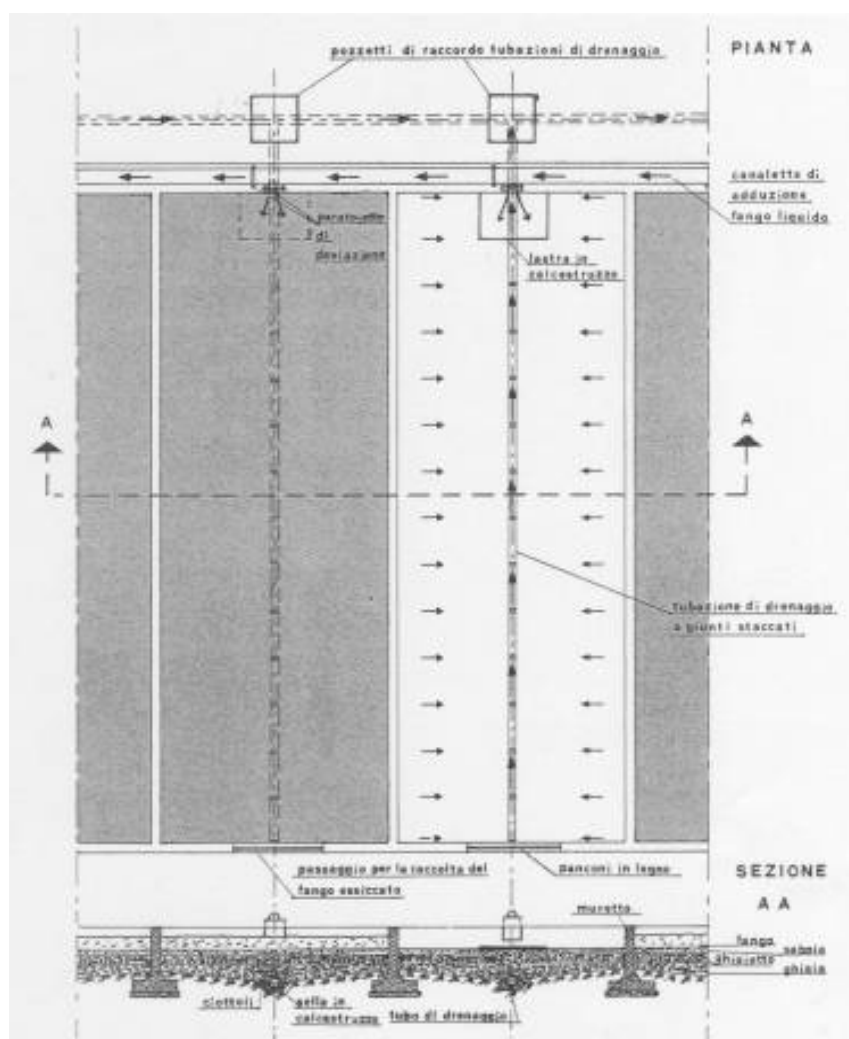
La figura 2.25 riporta la conformazione di tipici letti di essiccamento: si tratta di aie drenanti aventi normalmente lunghezza di 10-12 m e larghezza di 5-6 m, costituite da un sistema di drenaggio inferiore, da strati di ghiaia ed uno strato di sabbia soprastante, delimitati da muretti di contenimento; 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).

Figura 2.25 – Letti di essiccamento.



Fonte: Masotti, 2011

2.4.2.2 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 (figura 2.26) 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.

Fig. 2.26 – Disidratatori a sacchi filtranti.



Fonte: http://www.qah-global.com/index.php?option=com_content&view=article&id=70&Itemid=104

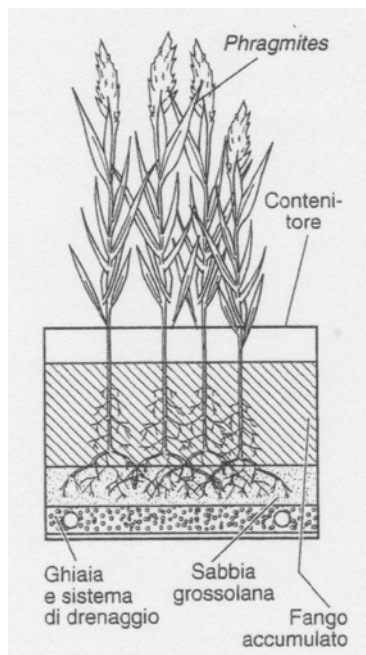
2.4.2.3 Fitodisidratazione

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 2.27 è riportato un esempio di letto piantumato impiegato per la disidratazione del fango.

Figura 2.27 – 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

CAPITOLO 3.

Confronto tra le tecnologie: aspetti tecnico/gestionali

3.1 Modalità di monitoraggio e criticità gestionali dei piccoli impianti

Nel presente paragrafo sono riportate, in sintesi, le modalità di monitoraggio degli impianti di depurazione, 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 sistemi 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 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.

3.2 Criteri di scelta

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.

3.2.1 Criteri di scelta “costruttivi”: campi di applicazione e prestazioni

Nelle tabella 3.1 e 3.2 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.

Come si può notare, mentre nel capitolo 2 è riportato un ampio elenco di tecnologie appropriate agli impianti di piccola potenzialità, 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.

Qualora ciò non fosse possibile, ad esempio nei casi in cui la falda sia poco profonda, oppure sussistano situazioni di rischio idrogeologico, oppure quando la permeabilità dei suoli sia troppo bassa, si ritiene opportuno lo scarico in corpo idrico superficiale previa installazione, a valle della vasca Imhoff, di un sistema di filtrazione secondo tipologie impiantistiche idonee oggi in commercio; in questi casi, 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.

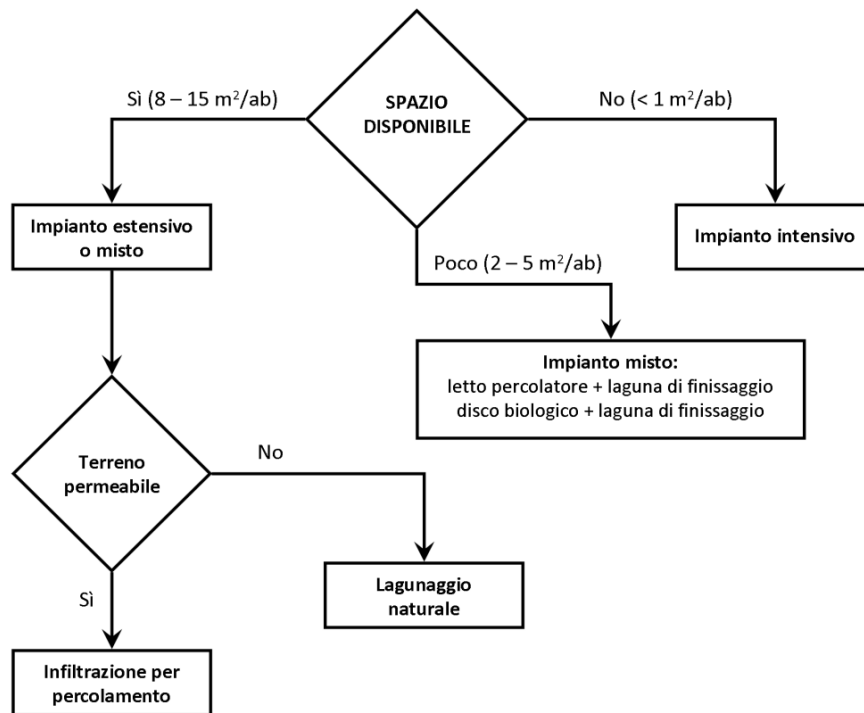
Per gli impianti di potenzialità compresa tra 200 e 400 A.E. sono consigliabili, in particolare, le seguenti combinazioni:

- trattamento primario mediante vasche Imhoff seguito da un processo a dischi biologici;
- trattamento primario mediante vasche Imhoff, processo a biodischi ed infine filtrazione su tela (figura 2.19);
- trattamento primario mediante vasche Imhoff, 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 3.2.

Per quanto riguarda la scelta fra trattamenti intensivi ed estensivi (lagunaggio e fitodepurazione), nella figura 3.1 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 3.1 – Albero decisionale per la scelta tra trattamenti estensivi ed intensivi.



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 paragrafo 3.3 della fase 2B.

Tabella 3.1 – 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.

Tabella 3.2 – 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 quali-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 trattenimento 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.

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

Tabella 3.2 – Confronto tra le tecnologie disponibili sulla base dei campi di applicazione e delle prestazioni: trattamenti secondari.

TRATTAMENTI SECONDARI	CAMPI DI APPLICAZIONE/VANTAGGI	PRESTAZIONI		LIMITI APPLICATIVI ED ACCORGIMENTI	POTENZIALITÀ A' CONSIGLIATA
		STANDARD	CON TRATTAMENTI SPECIFICI*		
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.
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).	BOD ₅ = 90% SST = 90% N _{tot} = 30-50% P _{tot} = 30-50% E.Coli = 90%		Impegno di superficie consistente. Prevedere a monte un pretrattamento del liquame grezzo (mediante fossa Imhoff). A meno di prevedere sistemi di impermeabilizzazione artificiali (oneri economici molto elevati) è bene scegliere la tecnologia in presenza di terreni impermeabili. Le variazioni climatiche stagionali influiscono notevolmente sulla resa: in particolare, valutarne attentamente l'applicazione per altitudini superiori a 300-400 m s.l.m.. Possibile presenza di insetti e generazione di cattivi odori (nel caso di fitodepurazione a flusso superficiale).	1 – 1.000 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.

3.2.2 Criteri di scelta “gestionali”

Nella tabella 3.3 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, 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).

Tabella 3.3 – 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.

CONCLUSIONI

Il presente lavoro si inserisce all'interno di un più ampio incarico, che prevede lo sviluppo di diversi temi nell'ambito del "Progetto di accompagnamento a supporto del processo di revisione del Piano di Tutela delle Acque. Criteri di pianificazione e disciplina in tema di depurazione e di gestione sostenibile delle acque in aree urbane" (cod. Éupolis Lombardia TER 13016/002) ed ha riguardato le attività relative alla FASE 2A – INDIVIDUAZIONE E CLASSIFICAZIONE DI TECNOLOGIE APPROPRIATO PER INSEDIAMENTI ISOLATI E PICCOLI NUCLEI ABITATIVI.

L'indagine conoscitiva riguardante i "piccoli" impianti di depurazione ha evidenziato che in Lombardia sono presenti 1.022 depuratori di potenzialità inferiore ai 2.000 A.E., corrispondenti al 70% del totale; tali impianti trattano un carico organico pari a circa il 3% del carico complessivamente trattato dal sistema depurativo lombardo. Dall'analisi delle tipologie di trattamento, si evidenzia la presenza di una percentuale di vasche Imhoff/Fosse settiche di oltre il 60% degli impianti di piccola dimensione; tali impianti trattano il 17% circa del carico organico complessivo. Gli impianti a fanghi attivi (che rappresentano circa il 33% degli impianti di piccola dimensione) trattano invece poco più del 75% del carico complessivo gravante sui depuratori di potenzialità inferiore ai 2.000 A.E..

Nel corso del lavoro sono state analizzate le tecnologie appropriate per i "piccoli" impianti di depurazione, suddividendole in trattamenti **primari** (fisico-chimici) e trattamenti **secondari** (biologici). Per ciascuna tecnologia viene descritto il principio di funzionamento, le operazioni di manutenzione ed i campi di applicazione. Sono stati inoltre descritti i differenti processi di disinfezione e le tecnologie applicabili per il trattamento dei fanghi di depurazione.

Dopo avere analizzato le differenti tecnologie, sono stati riportati i criteri di scelta sulla base sia di aspetti "costruttivi" (associati cioè ai campi di applicazione, ai vantaggi, ai limiti applicativi ed alle prestazioni delle tecnologie prese in considerazione) sia di aspetti "gestionali" (riguardanti, ad esempio, la quantità e la qualità dei fanghi prodotti, i consumi energetici ed il livello di manutenzione).

Per quanto riguarda **le potenzialità inferiori ai 200 A.E.**, si suggerisce di adottare vasche Imhoff a monte di trattamenti di dispersione nel terreno (ciò risulta un buon compromesso tra efficacia e semplicità di trattamento). Nei casi in cui ciò non fosse possibile (a causa della presenza di una falda poco profonda, qualora sussistano situazioni di rischio idrogeologico, oppure quando la permeabilità dei suoli sia troppo bassa) si ritiene opportuno lo scarico in corpo idrico superficiale previa installazione, a valle della vasca Imhoff, di un sistema di filtrazione

(con opportuni accorgimenti per evitare l'eventuale proliferare di microrganismi sulla superficie dei sistemi filtranti).

Per gli impianti di **potenzialità compresa tra 200 e 400 A.E.** sono consigliabili le combinazioni di un trattamento primario mediante vasche Imhoff seguito da un processo a dischi biologici (eventualmente seguito da un sistema di filtrazione su tela), oppure di un trattamento primario mediante vasche Imhoff seguito 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 è legata ai diversi aspetti di tipo gestionale.

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*, 4^a Edizione, Ed. McGraw-Hill, ISBN: 88 386 6188-X.

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

Pirozzi F. (2013), *Sistemi MBR nel contesto dell'evoluzione tecnologica per il rispetto dei limiti allo scarico e il riuso 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.

SITOGRAFIA

GAH Global, Several Articles, URL website:

http://www.gah-global.com/index.php?option=com_content&view=article&id=70&Itemid=104

Mita, Filtri a tela mecana, URL website: <http://www.mitabiorulli.it/ita/17-filtri-a-tela-mecana/17-filtri-a-tela-mecana>

Mita, Biocombi, URL website: <http://www.mitabiorulli.it/ita/18-biocombi>

