

Francesco Farinatti

VADEMECUM PER I TECNICI DELLA
depurazione
delle acque di scarico

Scheda sul sito >

Francesco Farinatti

VADEMECUM PER I TECNICI DELLA DEPURAZIONE DELLE ACQUE DI SCARICO



Dario Flaccovio Editore

Francesco Farinatti

VADEMECUM PER I TECNICI DELLA DEPURAZIONE DELLE ACQUE DI SCARICO

ISBN 978-88-579-0189-3

© 2013 by Dario Flaccovio Editore s.r.l. - tel. 0916700686

www.darioflaccovio.it info@darioflaccovio.it

Prima edizione: novembre 2013

Farinatti, Francesco <1927->

Vademecum per i tecnici della depurazione delle acque di scarico / Francesco Farinatti. - Palermo :

D. Flaccovio, 2013.

ISBN 978-88-579-0189-3

1. Acque reflue – Depurazione.

628 CDD-22

SBN PAL0263040

CIP – Biblioteca centrale della Regione siciliana “Alberto Bombace”

Stampa: Tipografia Priulla, Palermo, novembre 2013

Tutte le immagini contenute all'interno del volume sono a cura del geom. Alberto Farinatti.

Nomi e marchi citati sono generalmente depositati o registrati dalle rispettive case produttrici.

L'editore dichiara la propria disponibilità ad adempiere agli obblighi di legge nei confronti degli aventi diritto sulle opere riprodotte. La fotocopiatura dei libri è un reato.

Le fotocopie per uso personale del lettore possono essere effettuate nei limiti del 15% di ciascun volume/fascicolo di periodico dietro pagamento alla SIAE del compenso previsto dall'art. 68, commi 4 e 5, della legge 22 aprile 1941 n. 633. Le riproduzioni effettuate per finalità di carattere professionale, economico o commerciale o comunque per uso diverso da quello personale possono essere effettuate solo a seguito di specifica autorizzazione rilasciata dagli aventi diritto/dall'editore.

Indice

Premessa

1. Inquinamento. Origini e conseguenze

1.1.	Definizione	»	11
1.2.	Inquinamento atmosferico	»	12
1.2.1.	Ossidi di carbonio	»	12
1.2.1.1.	Monossido di carbonio (CO)	»	12
1.2.1.2.	Biossido di carbonio o anidride carbonica (CO ₂)	»	12
1.2.2.	Ossidi di azoto	»	14
1.2.2.1.	Monossido di azoto	»	14
1.2.3.	Composti dello zolfo (S)	»	15
1.2.3.1.	Anidride solforosa	»	15
1.2.4.	Composti organici volatili (volatile organic compounds, VOC)	»	16
1.2.5.	Piombo (Pb)	»	17
1.2.6.	Particolato (particulate matter, PM)	»	17
1.2.7.	Ozono (O ₃)	»	18
1.3.	Inquinamento del suolo e inquinamento idrico	»	19
1.4.	Inquinamento delle acque di scarico	»	22

2. Nozioni preliminari

2.1.	Definizioni e concetti di base	»	25
2.2.	Caratteristiche delle acque di scarico urbane	»	35
2.2.1.	Carico idraulico	»	35
2.2.2.	Carico organico	»	36
2.2.3.	Solidi sospesi	»	39
2.2.4.	Determinazione pratica dei tre parametri base: carico idraulico, carico organico e solidi sospesi	»	39
2.2.4.1.	1° caso	»	39
2.2.4.2.	2° caso	»	41
2.2.4.3.	3° caso	»	43
2.3.	Impianti per la depurazione dei reflui urbani	»	46
2.3.1.	Ciclo dell'acqua	»	46

2.3.2.	Ciclo del fango	»	49
2.4.	Limiti di accettabilità degli scarichi in acque superficiali	»	50
2.5.	Misurazioni e controlli negli impianti di depurazione	»	51
2.5.1.	Cenni sulle misure di laboratorio	»	52
2.5.2.	Cenni sulle misure “in campo”	»	53
2.6.	Quadri elettrici	»	63
2.6.1.	Quadri elettrici a logica programmata e programmabile	»	65
2.6.1.1.	Scheda processore (CPU)	»	65
2.6.1.2.	Memorie	»	65
2.6.1.3.	Alimentatore	»	66
2.6.1.4.	Ingressi (in – I)/uscite (out – O)	»	66
3. Trattamenti di 1° stadio			
3.1.	Introduzione	»	71
3.2.	Grigliatura	»	71
3.2.1.	Grigliatura grossolana	»	71
3.2.2.	Grigliatura fine	»	74
3.2.3.	Griglie per piccoli impianti	»	77
3.2.4.	Compattatori del grigliato	»	79
3.3.	Sollevamento	»	79
3.4.	Dissabbiatura e disoleazione	»	88
3.4.1.	Dissabbiatura	»	88
3.4.2.	Disoleazione	»	97
3.5.	Sedimentazione	»	98
3.5.1.	Sedimentazione primaria	»	104
3.5.1.1.	Sedimentatori circolari	»	106
3.5.1.2.	Sedimentatori rettilinei	»	110
3.6.	Vasche a pioggia	»	112
3.7.	Raschiatore sommerso	»	113
4. Trattamenti di 2° stadio			
4.1.	Introduzione	»	117
4.2.	Aerazione	»	118
4.2.1.	Fattore di carico organico F_C	»	120
4.2.2.	Concentrazione del fango nella miscela aerata c_s (sludge concentration)	»	121
4.2.3.	Calcolo del volume della vasca di aerazione	»	122
4.2.4.	Verifiche	»	123
4.2.5.	Richiesta di ossigeno	»	127
4.2.6.	Apparecchi per l’ossigenazione della biomassa	»	131
4.2.6.1.	Aeratori di superficie	»	131
4.2.6.2.	Aeratori sommersi ad aria insufflata	»	134
4.3.	Ricircolo del fango	»	147
4.4.	Sedimentazione finale	»	152
4.4.1.	Guida alla progettazione dei sedimentatori finali	»	156
4.4.2.	Equipaggiamenti per la raccolta del fango nei sedimentatori finali	»	165
4.5.	Disinfezione	»	172

4.5.1.	Clorazione	»	173
4.5.2.	Disinfezione con acido peracetico	»	177
4.5.3.	Disinfezione con ozono.....	»	178
4.5.4.	Disinfezione con raggi UV	»	179
5. Ciclo del fango			
5.1.	Introduzione	»	183
5.2.	Fango di supero. Età del fango.....	»	183
5.3.	Ispessimento	»	189
5.3.1.	Ispessitori a gravità	»	190
5.3.2.	Ispessitori per flottazione	»	195
5.3.3.	Ispessitori per centrifugazione	»	197
5.4.	Stabilizzazione	»	199
5.4.1.	Digestione aerobica.....	»	200
5.4.2.	Digestione anaerobica.....	»	207
5.4.3.	Stabilizzazione chimica.....	»	222
5.5.	Disidratazione	»	222
5.5.1.	Metodi naturali.....	»	223
5.5.1.1.	Stagni di essiccamento	»	223
5.5.1.2.	Letti di essiccamento	»	224
5.5.2.	Metodi meccanici.....	»	227
5.5.2.1.	Filtropressa	»	227
5.5.2.2.	Nastropressa	»	229
5.5.2.3.	Centrifughe.....	»	231
5.5.3.	Metodi termici	»	233
5.5.3.1.	Essiccatore a letto fluido.....	»	233
5.6.	Incenerimento e compostaggio	»	234
5.7.	Smaltimento	»	237
6. Trattamenti di 3° stadio			
6.1.	Introduzione	»	241
6.2.	Trattamenti biologici.....	»	241
6.2.1.	Denitrificazione biologica	»	242
6.2.2.	Defosfatazione biologica.....	»	253
6.3.	Trattamenti chimici e trattamenti fisici	»	254
6.3.1.	Clorazione al punto di rottura (break-point)	»	255
6.3.2.	Strippaggio dell'ammoniaca	»	255
6.3.3.	Precipitazione chimica dei fosfati.....	»	256
6.3.4.	Processo fisico di adsorbimento su carbone attivo.....	»	258
6.4.	Trattamenti meccanici di filtrazione.....	»	259
6.4.1.	Filtri a gravità.....	»	260
6.4.2.	Filtri in pressione	»	265
7. La tecnologia al servizio degli impianti di depurazione delle acque di scarico urbane			
7.1.	Introduzione	»	275
7.2.	Prima categoria di impianti: impianti biologici.....	»	275

7.2.1.	Fosse o vasche biologiche.....	»	276
7.2.2.	Fosse Imhoff.....	»	277
7.2.3.	Trattamenti supplementivi	»	279
7.2.3.1.	Trattamento dell’effluente da biologiche e Imhoff.....	»	279
7.2.3.1.1.	Sub-irrigazione	»	280
7.2.3.1.2.	Fitodepurazione.....	»	284
7.2.3.2.	Trattamento supplementivo dello spurgo da fossa biologica	»	290
7.2.4.	Fosse di ossidazione.....	»	292
7.2.5.	Impianti biologici con crescita su supporto fisso (fixed growth)	»	294
7.2.5.1.	Filtri percolatori.....	»	295
7.2.5.1.1.	Filtri percolatori tradizionali.....	»	295
7.2.5.1.1.1.	Letto percolatore.....	»	296
7.2.5.1.1.2.	Vasca di contenimento.....	»	297
7.2.5.1.1.3.	Equipaggio distributore	»	297
7.2.5.1.1.4.	Percolatore tradizionale a basso carico.....	»	299
7.2.5.1.1.5.	Percolatori tradizionali a medio e alto carico	»	301
7.2.5.1.1.6.	Criterio di dimensionamento dei filtri percolatori tradizionali.....	»	303
7.2.5.1.2.	Filtri percolatori con riempimento plastico	»	304
7.2.5.2.	Biodischi.....	»	307
7.2.6.	Impianti biologici con crescita su supporto sospeso (suspended growth) »		314
7.2.6.1.	Impianto a fanghi attivi a schema classico	»	315
7.2.6.1.1.	Linea acqua.....	»	315
7.2.6.1.2.	Linea fanghi.....	»	315
7.2.6.2.	Impianti a fanghi attivi a schema semplificato	»	317
7.2.6.3.	Impianti a fanghi attivi ad aerazione prolungata (detti anche “a ossidazione totale”).....	»	319
7.2.6.4.	Impianti a fanghi attivi con contatto e stabilizzazione	»	321
7.3.	Seconda categoria di impianti.....	»	329
7.3.1.	Impianti chimico-fisici	»	329
7.4.	Terza categoria di impianti	»	353
7.4.1.	Impianti speciali.....	»	353
7.4.1.1.	Impianti di reflui urbani che utilizzano tecnologie all’avanguardia	»	353
7.4.1.1.1.	Ossigeno puro.....	»	353
7.4.1.1.2.	Filtrazione con membrane	»	355
7.4.1.2.	Tecnologie che concorrono al risparmio energetico.....	»	357
7.4.1.2.1.	Up-flow reactor (digestore a flusso ascensionale)....	»	359
7.4.1.2.2.	Completely stirred reactor (digestore a rimescolamento completo)	»	360
7.4.1.2.3.	Plug-flow reactor (digestore a pistone)	»	362
	Bibliografia	»	365
	Manuali e pubblicazioni varie.....	»	366
	Leggi e decreti citati nel testo	»	367
	Indice analitico	»	369

Premessa

L'idea del Vademecum giunge a compimento di oltre quarant'anni dedicati alla depurazione delle acque di scarico spesi in parte per progettare impianti e in parte per progettare e costruire macchine e attrezzature destinate agli impianti.

Il Vademecum è quindi il frutto di un mix di esperienze che da un lato sono servite per svelare la complessità di quest'attività e dall'altro per tracciare una sorta di identikit del tecnico che si occupa di depurazione.

Ne è scaturita la convinzione che un tecnico di tal fatta debba possedere, oltre che solide basi scientifiche, anche un vasto bagaglio di conoscenze tecniche capaci insieme di indirizzarlo e aiutarlo nello svolgimento della sua attività.

È proprio a un tecnico di questo tipo che si indirizza il Vademecum perché in esso si è voluto fosse costante il confronto fra il sapere scientifico e la sua diretta utilizzazione pratica sul modello della vantaggiosa interconnessione esistente tra la ricerca scientifica e lo sviluppo tecnologico

L'Autore

1. Inquinamento. Origini e conseguenze

1.1. Definizione

Con il termine *inquinamento* si definisce tutto ciò che produce l'alterazione dell'equilibrio chimico, fisico e biologico esistente fra l'atmosfera¹, l'idrosfera² e il suolo. Già questa definizione fa intravedere quanto vasto sia il problema dell'inquinamento per cui appare ampiamente giustificato il fatto che si sia costretti a distinguere il problema in inquinamento atmosferico, inquinamento idrico e inquinamento del suolo e inoltre che fin dai primi anni del XIX secolo si sia sentito il bisogno di correlare l'inquinamento con l'ecologia³, disciplina che, come è noto, mette in relazione gli esseri viventi con l'ambiente⁴ in cui vivono.

Vista l'ampiezza del problema diviene indispensabile chiarire fin dall'inizio che l'oggetto dello studio del presente volume sarà solamente una frazione dell'inquinamento idrico poiché esso si occuperà esclusivamente dell'inquinamento delle acque di scarico o, come dicono in modo più significativo i francesi, delle acque usate (*eaux usées*). Tuttavia, anche se si è previsto di prendere in considerazione solamente una frazione del problema inquinamento, è opportuno dare uno sguardo, anche se per sommi capi, alle tante altre facce che ha questo problema.

¹ L'atmosfera terrestre viene convenzionalmente suddivisa in sfere concentriche che, a partire dalla crosta terrestre, prendono i seguenti nomi: *troposfera* (fino a 11 km dalla Terra), *stratosfera* (da 11 a 30 km dalla Terra), *mesosfera* (da 30 a 90 km dalla Terra). Negli strati più alti della Stratosfera si trova l'*ozonosfera* mentre al di sopra della mesosfera si trova la *ionosfera* (ossia quella porzione di atmosfera in cui sono presenti solamente gas ionizzati) che si estende fino a circa 1000 km dalla Terra.

² L'idrosfera è l'involucro acqueo che ricopre la Terra costituito da mari, laghi e fiumi; si estende per circa 361 milioni di km², vale a dire circa il 70% della superficie totale della Terra che è di 510 milioni di km².

³ *Ecologia* è un termine coniato dal biologo tedesco Haeckel (1834-1919) che lo ottenne combinando due vocaboli greci: *οικος* (*oicòs*, casa, dimora) e *λογία* (*loghia*, studio, discorso). Questa disciplina fa parte delle Scienze Naturali e per essa Haeckel formulò questa definizione: "l'ecologia studia i rapporti fra l'animale e l'ambiente organico e inorganico e in particolare i suoi rapporti amichevoli od ostili nei confronti di quegli animali e di quelle piante con cui viene a contatto".

⁴ L'ambiente è costituito da tutti quei fattori che influenzano dall'esterno e dall'interno la vita degli esseri viventi. Anche se è una distinzione artificiosa, si può dire che l'ambiente è diviso in ambiente biologico, o degli esseri viventi, e in ambiente abiotico, o degli esseri non viventi.

1.2. Inquinamento atmosferico

Si definisce così l'alterazione che subisce la qualità dell'aria a opera di alcuni agenti chimici, fisici e biologici. Poiché è difficile stabilire quale possa essere l'aria tipo da assumere a modello per misurare il grado di inquinamento, si è stabilito di fissare per legge dei limiti alla concentrazione di alcuni agenti ritenuti inquinanti sia perché nocivi per la vita dell'uomo, degli animali e della flora sia perché dannosi per i materiali o destabilizzanti per l'ecosistema terrestre; i principali agenti inquinanti dell'atmosfera sono o sotto forma di gas o sotto forma di aerosol; un esempio tipico di inquinante sotto forma di aerosol è il particolato di cui si parlerà più avanti.

Nel seguito si accennerà agli inquinanti più importanti descrivendone caratteristiche chimiche, fonti ed effetti dannosi per la salute e per il clima.

1.2.1. Ossidi di carbonio

1.2.1.1. Monossido di carbonio (CO)

Il monossido di carbonio è un gas inodore e incolore che viene emesso dagli autoveicoli, dalle centrali termoelettriche, dagli impianti di riscaldamento a uso civile e industriale, insomma da tutti i processi in cui avviene la combustione incompleta di un idrocarburo liquido o gassoso o di un carbone fossile. La sua pericolosità per l'uomo sta nel fatto che il monossido di carbonio ha una notevole affinità per l'emoglobina del sangue con la quale si combina istantaneamente formando la carbossiemoglobina, sostanza altamente tossica perché, riducendo la capacità del sangue di portare ossigeno, compromette il sistema cardiovascolare e il sistema nervoso. Quando la concentrazione di CO nell'aria che si respira supera i 10 mg/m³, il primo effetto che si avverte è quello di emicrania e di stanchezza; quando invece l'inalazione di aria inquinata da CO continua nel tempo, insorgono patologie anche gravi come l'*angina pectoris* dovuta all'insufficiente irrorazione del miocardio. Infine, quando l'emissione di CO, dovuta per esempio a un apparecchio di riscaldamento difettoso, avviene in un ambiente chiuso e la sua concentrazione raggiunge e supera i 500 mg/m³, l'effetto che ne deriva è la morte.

1.2.1.2. Biossido di carbonio o anidride carbonica (CO₂)

Il biossido di carbonio è un gas incolore di odore pungente, soffocante se concentrato, tanto che, se la sua concentrazione nell'aria supera il 7%, può indurre gravi difficoltà respiratorie; non è combustibile e non è tossico. Si ricordi al proposito che il ghiaccio secco è anidride carbonica allo stato solido, che la CO₂ viene usata per produrre bevande gasate, che in medicina essa serve per il trattamento di alcuni shock o addirittura, se opportunamente miscelata con ossigeno, per la terapia dell'avvelenamento da monossido di carbonio. Si ricordi infine che negli estintori viene immessa sotto pressione una miscela ignifuga contenente anidride carbonica allo stato liquido. La CO₂ si trova in natura: nell'aria in piccola percentuale (0,03%), nelle esalazioni vulcaniche, disciolta nell'acqua sotto forma di carbonati minerali. L'anidride carbonica che si trova nell'atmosfera è do-

vuta in prevalenza alla respirazione degli esseri umani e degli animali, alla degradazione o alla fermentazione dei materiali organici, ai processi di combustione del carbone, della legna e degli idrocarburi. Fin qui i processi che fanno aumentare la concentrazione di CO₂ nell'atmosfera; esistono però anche processi che consumano CO₂ come la fotosintesi clorofilliana che riguarda il mondo vegetale e che trae dalla luce del sole l'energia chimica necessaria per sintetizzare il carbonio oppure la chemiosintesi operata da alcuni batteri autotrofi i quali, per ridurre l'anidride carbonica, traggono l'energia necessaria dall'ossidazione dell'ammoniaca. Nel seguito, quando si affronterà lo studio della digestione dei fanghi biologici, si parlerà più diffusamente sia dei processi di fermentazione delle sostanze organiche sia della chemiosintesi operata da alcuni batteri.

Da quanto precede si può arguire che la CO₂ appartiene al ciclo del carbonio, vale a dire a uno di quei cicli che contribuiscono all'equilibrio bio-geo-chimico dell'ecosistema terrestre; si analizzerà adesso uno degli aspetti di tale equilibrio.

L'anidride carbonica partecipa alla formazione di quella coltre gassosa che staziona negli strati alti della troposfera detta *dei gas serra*. Questa è costituita per il 65% dal vapore acqueo prodotto per evaporazione naturale dai mari, dai fiumi e dai laghi, per il 25% da anidride carbonica e per il rimanente 10% da altri innumerevoli gas di cui si parlerà fra breve. Tutti questi gas formano una specie di barriera semitrasparente che si lascia attraversare dalle radiazioni solari che all'inizio hanno piccole lunghezze d'onda; superata la barriera dei gas serra la lunghezza d'onda delle radiazioni aumenta ed è in queste condizioni che esse giungono sulla superficie terrestre dove in parte vengono assorbite e in parte vengono riflesse. Le radiazioni riflesse, dopo aver subito un aumento della lunghezza d'onda, ritornano verso gli strati alti della troposfera dove stazionano i gas serra che, a differenza di prima, ora si dimostrano semi-permeabili rispetto a esse a causa della loro aumentata lunghezza d'onda; avviene così che solo una parte delle radiazioni riflesse attraversa la barriera dei gas serra e ritorna nella stratosfera, mentre la parte più consistente di queste viene nuovamente riflessa e rinviata sulla Terra dove riscalda sia gli strati bassi della troposfera sia la superficie terrestre. In definitiva ai gas serra è demandato il compito di regolare e mantenere la temperatura dell'intero ecosistema, per cui una qualunque loro variazione in quantità e qualità può far variare, anche in modo sensibile, le condizioni climatiche di breve e di lungo periodo o, peggio, stravolgere in modo irreversibile il clima, cosa che per molti studiosi avverrà in un futuro molto prossimo se, come si fa ora, si continua a sottovalutare il problema. E in tutto questo, come si è potuto constatare, gioca un ruolo non secondario la CO₂, non tanto per la percentuale con cui partecipa ai gas serra ma soprattutto perché, a differenza del vapore acqueo che subisce continui ricambi a opera delle piogge, essa, assieme all'altro 10% dei gas serra, è molto più stabile e staziona molto a lungo negli strati alti della troposfera finendo con l'assumere un ruolo determinante riguardo le variazioni climatiche.

Alla luce di quanto detto appare perciò ampiamente giustificato l'allarme lanciato negli ultimi anni dall'organismo dell'ONU che vigila sui cambiamenti climatici, l'IPCC, i cui esperti attribuiscono esclusivamente all'attività antropica sconosciuta e senza regole l'effetto serra (così chiamato perché è dovuto ai gas serra); per essi infatti quest'effetto ha per logica conseguenza il riscaldamento globale (*global warming*) che ha fra i suoi aspetti più evidenti e drammatici, che già oggi cominciano ad affiorare, l'innalzamento

della temperatura media del globo, lo scioglimento dei ghiacciai, la progressiva ineluttabile desertificazione.

Contro queste previsioni catastrofiche dell'IPCC, prontamente accolte dalla totalità dei movimenti ecologisti e condivise dal Protocollo di Kyoto, si è schierata con determinazione una forte rappresentanza di scienziati, climatologi ed ecologisti di tutto il mondo i quali sostengono tre cose: in primo luogo affermano che è un errore fare un parallelo fra l'aumento delle emissioni di CO₂ dovuto alle attività umane (la crescente industrializzazione, la continua diffusione degli apparecchi di riscaldamento, l'incremento costante dei veicoli a motore, ecc.) e l'aumento della percentuale di anidride carbonica nei gas serra; per essi infatti resta preponderante nel bilancio della CO₂ la "respirazione" del mondo animale e del mondo vegetale mentre è del tutto marginale l'apporto che dà all'anidride carbonica l'attività antropica. In secondo luogo essi affermano che non è tanto l'incremento della CO₂, giudicato tra l'altro modesto, all'interno dei gas serra che produce le variazioni climatiche bensì lo spostamento periodico di ingenti masse d'aria che migrano da un punto all'altro del globo, fenomeno questo già abbondantemente noto ai climatologi. Infine è loro convinzione che, per salvare il delicato ruolo di "termostato" svolto da sempre dai gas serra, non sia utile lanciare allarmi prefigurando imminenti catastrofi ambientali bensì che sia necessario proporre misure selettive di controllo e di contenimento di quelle emissioni gassose che partecipano per il 10% ai gas serra. Sono questi i gas che, a loro giudizio, sono effettivamente pericolosi per il clima dato che possono innescare reazioni chimico-fisiche capaci di alterare in modo determinante non solo la composizione ma anche la qualità dei gas serra.

1.2.2. Ossidi di azoto

L'azoto (N) è l'elemento chimico più presente nell'atmosfera; infatti i principali costituenti dell'aria, espressi con la loro percentuale in volume, sono: l'azoto (78%), l'ossigeno (21%) e l'argo (0,9%); il rimanente 0,1% è formato dai "gas rari" e da altri gas con percentuali irrilevanti. In combinazione con l'ossigeno, l'azoto forma molti ossidi, non tutti pericolosi o inquinanti, come il protossido di azoto (N₂O) detto anche *gas esilarante* perché procura un leggero stato di euforia in seguito all'inalazione di esso; quest'ossido viene usato in chirurgia come anestetico generale diluito con aria e ossigeno perché non è tossico e perché permette un rapido risveglio al cessare della somministrazione.

Tuttavia, poiché ci si deve in questa sede occupare dei composti dell'azoto che partecipano all'inquinamento atmosferico, nel seguito si parlerà solamente di due ossidi: il monossido e il biossido di azoto.

1.2.2.1. Monossido di azoto

Il monossido di azoto o, semplicemente, l'ossido di azoto (NO) si ottiene quando la reazione tra l'ossigeno e l'azoto avviene ad alta temperatura. Quest'ossido si può perciò considerare un prodotto inevitabile in tutti i processi di combustione e quindi si trova nei fumi emessi dalle acciaierie, dalle industrie siderurgiche, dalle industrie chimiche, dalle

industrie alimentari, dai cementifici, dalle industrie ceramiche, ecc.; in natura è presente nelle emissioni vulcaniche e negli incendi di boschi e sterpaglie; si trova nei fumi emessi dagli impianti di riscaldamento delle abitazioni civili e in tutti i gas di scarico degli autoveicoli e dei motoveicoli.

Bisogna però precisare che il monossido di azoto non sarebbe di per sé inquinante se non fosse che, alla temperatura ambiente, reagisce rapidamente con l'ossigeno atmosferico producendo il ben più pericoloso biossido di azoto (NO_2). È questo un gas di colore bruno, irritante per gli occhi e per le vie respiratorie; è anche particolarmente nocivo per la salute perché nei bambini provoca affezioni polmonari mentre negli adulti e negli anziani è spesso causa di edemi polmonari; per non parlare poi delle persone affette da asma bronchiale e da asma cardiaca per le quali il biossido di azoto crea ulteriori crisi respiratorie e spasmi polmonari. Dal punto di vista ambientale il biossido di azoto non è meno nocivo: esso è infatti il principale responsabile della foschia che staziona sopra i grossi agglomerati urbani, lo smog, neologismo ottenuto dalla combinazione di due vocaboli inglesi: *smoke* (fumo) e *fog* (nebbia). Partecipano alla formazione dello smog in primo luogo i fumi la cui umidità, per effetto delle inversioni termiche, condensa e ingloba i gas di scarico degli autoveicoli, gas che sono costituiti in prevalenza di idrocarburi; se poi alla formazione dello smog partecipa anche l'anidride solforosa, evento non difficile da verificarsi e di cui si parlerà tra breve, si produce il fenomeno delle piogge acide che tanto danno arreca alle colture agricole. Lo smog che è favorito dalla condensazione dell'umidità dei fumi è un fenomeno tipico del periodo invernale; esiste tuttavia anche uno smog che viene attivato dalle radiazioni solari, e che è quindi tipicamente estivo, che ha preso il nome di *smog fotochimico*; è questo un fenomeno di cui si avrà occasione di parlare quando verrà affrontato il discorso sull'ozono.

1.2.3. Composti dello zolfo (S)

I composti dello zolfo sono numerosissimi e tutti molto importanti. Si ricordi, per esempio, che le acque sulfuree, a cui vengono attribuiti effetti medicamentosi, non sono altro che la soluzione acquosa diluita dell'acido solfidrico (H_2S) o, anche, che i cloruri di zolfo sono usati nell'industria della gomma e che l'acido solforico (H_2SO_4) è forse l'acido più importante perché ha uno straordinario impiego nell'industria chimica organica e inorganica, nell'industria siderurgica, nell'industria petrolifera e inoltre perché, quando è puro al 97-98%, può essere trasportato e stoccato in recipienti di acciaio comune, il che significa grande economia.

Detto questo, al momento si parlerà solamente delle anidridi dello zolfo perché sono questi i composti che partecipano all'inquinamento atmosferico.

1.2.3.1. Anidride solforosa

L'anidride solforosa o biossido di zolfo (SO_2) è un gas incolore di odore soffocante; poiché è un'anidride, reagisce facilmente con l'acqua producendo quelle soluzioni acide ricche di acido solforoso (H_2SO_3) che, in combinazione con il biossido di azoto, produce

il fenomeno delle piogge acide a cui si è già accennato. Questo fenomeno, già di per sé preoccupante, diventa molto più serio in presenza di catalizzatori come lo smog e il particolato fine perché l'anidride solforosa, reagendo con l'umidità dell'atmosfera, si ossida e diventa facilmente anidride solforica (SO_3), composto che è un facile preludio a un'ulteriore trasformazione in acido solforico in caso di precipitazioni. Che danno possano provocare alla vegetazione e all'agricoltura eventi atmosferici che contengono, anche se enormemente diluiti, acidi di questo tipo, è facile immaginarlo.

La fonte principale dell'anidride solforosa è costituita dai combustibili solidi e liquidi che contengono zolfo e perciò sono sotto accusa le centrali termoelettriche, le raffinerie, le fonderie, le acciaierie, le cartiere, le industrie chimiche e, naturalmente, gli autoveicoli che usano carburanti contenenti zolfo. In Italia, per rispettare la direttiva CEE, è stata emessa la Legge 97 del 27/01/1992, che obbliga i produttori di carburanti e di combustibili a sottoporre il gasolio destinato o all'autotrazione o al riscaldamento a un processo di desolforazione al fine di portarne il contenuto in zolfo sotto il 0,2%.

Dal punto di vista sanitario, la presenza dell'anidride solforosa nell'aria procura difficoltà respiratorie soprattutto nei soggetti affetti da asma.

1.2.4. Composti organici volatili (*volatile organic compounds, VOC*)

I VOC costituiscono una classe di gas inquinanti molto varia; essi derivano principalmente da idrocarburi alifatici che di norma vengono classificati in saturi (metano, propano, butano, ecc.) e insaturi (etilene, propilene, butadiene, acetilene, ecc.) e da idrocarburi ciclici aromatici (benzene, toluene, ecc.) e aciclici (nafteni). I VOC che debbono essere presi in considerazione dal punto di vista ecologico sono due: il metano e il benzene.

Il metano (CH_4) è un idrocarburo alifatico già conosciuto da Alessandro Volta che l'aveva chiamato *gas delle paludi* perché lo collegava a quei processi di putrefazione che subiscono le sostanze organiche nei terreni acquitrinosi; in realtà il metano è il costituente principale di molti gas combustibili: rappresenta l'85% circa del gas naturale (il rimanente 15% è in gran parte costituito da etano e, in misura minore, da propano e butano); è parte fondamentale del gas geotermico detto anche *gas vulcanico*; è componente per il 70% del biogas (si parlerà approfonditamente di questo quando verrà analizzato il processo di digestione anaerobica a cui vengono sottoposti i fanghi provenienti dagli impianti di depurazione delle acque di scarico urbane o dagli allevamenti zootecnici con il preciso scopo di ricavarne energia); è metano anche il gas di miniera chiamato *grisou*.

Il benzene (C_6H_6) è un idrocarburo aromatico oggi ottenuto per *cracking* dal petrolio mentre in precedenza si otteneva dalla distillazione frazionata del carbon fossile. È un prodotto industriale che serve per la preparazione di un'infinità di materiali sintetici: resine, materie plastiche, prodotti farmaceutici, insetticidi, pesticidi, coloranti, detersivi, ecc. Ambedue questi gas vengono liberati nell'atmosfera per vie diverse: il metano per via naturale perché, come precedentemente accennato, ha origine in gran parte dalla fermentazione e dalla decomposizione delle sostanze organiche oppure dai gas di origine vulcanica; il benzene invece viene immesso nell'atmosfera dalle attività antropiche in quanto è dovuto al traffico veicolare, alle emissioni delle zone industriali, alle evaporazioni dei serbatoi di stoccaggio dei prodotti petroliferi, ecc. Anche per i danni che questi

gas possono arrecare alla salute bisogna distinguere: il metano è sostanzialmente un gas combustibile per cui la sua pericolosità è esclusivamente legata al fatto che esso, se compresso, in presenza di ossigeno e di un innesco può deflagrare; non è così per il benzene in quanto, questo gas, oltre a formare come il metano miscele esplosive in combinazione con l'ossigeno, è pericoloso anche perché è cancerogeno e perché, essendo genotossico, può produrre malattie a carattere ereditario. Esiste comunque una caratteristica che, dal punto di vista ecologico, accomuna i due VOC; essendo ambedue gas leggeri, essi si accumulano negli strati alti della troposfera dove concorrono a formare quel 10% dei gas serra di cui si è parlato alle pagine in precedenza; inoltre si è anche accertato che i VOC, combinandosi con gli ossidi di azoto, producono l'ozono che si trova nella troposfera, e questa presenza, come si avrà modo di vedere più avanti, pregiudica gravemente lo sviluppo della vegetazione e la qualità delle colture agricole.

1.2.5. Piombo (Pb)

Il piombo è un metallo largamente impiegato per fare leghe resistenti all'acqua, all'aria e alla corrosione chimica; ottima è la resistenza del piombo all'acido solforico. In virtù di queste qualità il piombo trova grande impiego nella protezione dei cavi elettrici e delle griglie degli accumulatori di corrente, nelle batterie degli autoveicoli e nei caratteri di stampa; come elemento antifrizione è molto usato nella costruzione di boccole e cuscinetti; in forma di ossido si usa come vernice antiruggine (il minio); in forma di carbonato basico si usa come vernice bianca dall'elevato potere ricoprente (la biacca). Il piombo viene anche usato nell'industria chimica per rivestire i recipienti e le apparecchiature che devono resistere all'aggressione degli acidi e, fino a una trentina di anni fa, veniva impiegato anche per costruire tubazioni. Altro impiego molto diffuso fino alla fine del 1900 è stato quello di additivo delle benzine come antidetonante: si parla del piombo tetraetile oggi proibito per legge⁵.

Le fonti di inquinamento da piombo sono oggi rappresentate dalle fonderie, dalle industrie che producono materiale elettrico, dalle industrie che producono vernici e dalle industrie ceramiche. Le esalazioni gassose contenenti piombo, oltre che tossiche, sono anche cancerogene e, nelle gestanti, possono provocare malformazioni al feto e all'embrione. Da studi recenti emerge anche che l'assimilazione di piombo o per via aerea o tramite vivande inquinate produce mutazioni genetiche che hanno carattere ereditario. Per evitare questi pericoli l'Organizzazione Mondiale della Sanità (l'OMS) ha fissato un limite di $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per tutte le emissioni gassose in atmosfera, limite che la CEE ha recepito obbligando i Paesi membri a rispettarlo a partire dal 2005.

1.2.6. Particolato (*particulate matter*, PM)

Il particolato è la sospensione in aria degli inquinanti costituiti da particelle solide o

⁵ La proibizione dell'uso del piombo tetraetile nelle benzine allo scopo di elevarne il numero di ottano è avvenuta nel 1988 con la Direttiva CEE 85/210. Attualmente come additivo della benzina verde si usa il metanolo (alcol metilico).

liquide di dimensioni microscopiche; fisicamente si può assimilare il particolato a un aerosol molto vario come composizione chimico-fisica e altrettanto vario come origini. Il particolato si classifica in funzione delle dimensioni limite delle particelle che lo compongono e perciò PM10 significa particolato composto da particelle con dimensioni minori o uguali a $10\ \mu\text{m}$ ⁶, PM2,5 da particelle con dimensioni minori o uguali a $2,5\ \mu\text{m}$, PM0,1 da particelle con dimensioni minori o uguali a $1/10$ di μm ; quest'ultimo tipo di polveri sottili viene anche chiamato *nanopolveri*. Dal punto di vista chimico il particolato dipende molto dalla sorgente di emissione; alcuni esempi: il traffico veicolare diffonde in aria microscopiche particelle carboniose, polveri ricche di frammenti di gomma staccatisi dai pneumatici, goccioline incombuste di carburante, ecc.; gli impianti di riscaldamento a loro volta disperdono nell'atmosfera fuliggini e goccioline di catrame; i cementifici, le industrie del vetro e le industrie ceramiche emettono polveri di quarzo, silice, calcare, boro, ecc. Il particolato è quindi un aerosol molto insidioso perché, una volta inalato, può provocare gravi irritazioni e malattie delle vie respiratorie e dei polmoni; se poi si tratta di PM2,5, può avvenire che le polveri giungano agli alveoli polmonari e da qui giungere al sangue.

Fra le malattie professionali dovute al particolato fine si citano la silicosi e l'asbestosi, la prima dovuta alla inalazione di polveri di silicio (frequente nei minatori e negli operai dei cementifici o delle cave di marmo), la seconda dovuta all'inalazione di polveri di amianto liberate in aria dal fibrocemento, impasto di cemento e di fibre di amianto che è stato ampiamente usato nel secolo scorso (in Italia è stato dichiarato fuori legge nel 1993) per costruire tubazioni, per produrre lastre ondulate e piane per le coperture e i tamponamenti dei capannoni industriali e dei magazzini. Pannelli di fibrocemento (chiamato *eternit* perché la ditta che lo produceva lo aveva commercializzato con questo nome) furono usati anche per il tamponamento delle carrozze ferroviarie data l'ottima resistenza al fuoco e agli acidi e il modestissimo coefficiente di conducibilità dimostrato da questo materiale.

1.2.7. Ozono (O_3)

Si affronti ora il discorso sull'ozono da due punti di vista diversi: quello relativo all'ozono come inquinante e quello relativo all'ozono come benefico schermo nei confronti delle radiazioni ultraviolette del Sole (raggi UV).

Le radiazioni solari, particolarmente intense in estate, favoriscono una serie di reazioni chimiche fra l'ossigeno, i VOC e gli ossidi di azoto, reazioni che producono e diffondono ozono nella troposfera; il fenomeno è chiamato *smog fotochimico*. L'ozono è un gas irritante per le vie respiratorie e, se inalato a lungo, può produrre anche conseguenze gravi. È inoltre tossico per gli esseri viventi⁷ e per la vegetazione tanto che, in combinazione con l'intensa umidità atmosferica, produce il rapido ingiallimento e la conseguente caduta del fogliame delle piante (fotolisi).

⁶ In metrologia le frazioni millesimali del metro sono: il millimetro ($1\ \text{mm} = 10^{-3}\ \text{m}$); il micron o micrometro ($1\ \mu\text{m} = 10^{-6}\ \text{m}$); il nanometro ($1\ \text{nm} = 10^{-9}\ \text{m}$); l'angstrom ($1\ \text{Å} = 10^{-10}\ \text{m}$).

⁷ L'ozono è uno straordinario ossidante; ha proprietà disinfettanti perché è un energico battericida; è un decolorante molto attivo; si usa per sterilizzare l'acqua e anche per disinfettare le acque potabili.

Riguardo al suo ruolo come schermo protettivo, normalmente l'ozono si forma nella stratosfera, intorno ai 20 km dalla Terra, e ha la sua maggiore densità a 25 km. Si è scoperto che l'ozono è il risultato di reazioni fotochimiche che avvengono fra l'ossigeno e i raggi UV la cui lunghezza d'onda è in media di 2900 Å; l'ozono assorbe i raggi UV e si dissocia in ossigeno biatomico e monoatomico ($O_2 + O$). L'ossigeno monoatomico, che è altamente reattivo, si ricombina nuovamente con l'ossigeno biatomico in assenza di radiazioni e riproduce nuovamente ozono. Questo è il meccanismo secondo il quale si forma questo gas che realizza un cuscinetto protettivo attorno alla Terra spesso più di 5 km; questo cuscinetto chiamato *ozonosfera* assorbe almeno il 99% dei raggi UV.

Verso il 1979 alcune comunità scientifiche hanno lanciato un allarme; avevano scoperto che il cuscinetto dell'ozonosfera sopra l'Antartide si era assottigliato di almeno il 5% e si è così cominciato a parlare del buco dell'ozono. Fatte diverse ipotesi, si è ritenuto che i maggiori responsabili del fenomeno fossero i cloro-fluoro-carburi (CFC) usati nell'industria del freddo e nei frigoriferi domestici; e questo perché il cloro monoatomico che si libera dai CFC non solo è in grado di dissociare l'ozono formando degli ossidi di cloro ma anche perché questi ossidi, in presenza dei raggi UV, possono riprodurre per migliaia di volte questa operazione di demolizione dell'ozono. Con il protocollo di Montreal del 1987, condiviso dalla CEE, i CFC furono messi fuori legge e nel 2000 cessò la loro produzione in tutto il mondo; malgrado questo tuttavia lo strato di ozono che si trova sull'Antartide, a oggi, tarda a ricostituirsi per cui si è aperta una serrata discussione su quali siano le effettive cause che ne hanno prodotto l'assottigliamento. Le comunità scientifiche che sono "pro" il protocollo di Montreal sostengono che la messa al bando dei CFC è stata una decisione opportuna e spiegano che la mancanza di effetti positivi è dovuta esclusivamente al fatto che la molecola del cloro monoatomico è molto stabile per cui, come era prevedibile, sarà molto lento il processo di ricostruzione dello spessore dell'ozonosfera. Le comunità scientifiche che sono contro Montreal sostengono invece che il buco dell'ozono è un falso problema in quanto a produrre l'assottigliamento sull'Antartide dello spessore dell'ozonosfera è stato un rimodellamento temporaneo provocato dallo spostamento di ingenti masse d'aria da un emisfero all'altro, fenomeno questo non nuovo per i climatologi dato che si tratta di un fenomeno ciclico. E a riprova della loro tesi portano due prove: l'Antartide fa parte dell'emisfero meno abitato del globo per cui non ha senso sostenere che siano stati i CFC, e in conseguenza l'attività antropica, a provocare il buco dell'ozono. Inoltre viene asserito che i cloro-fluoro-carburi sono gas di densità tale che appare oltremodo improbabile che possano raggiungere l'ozonosfera che, come è noto, comincia a circa 20 km dalla Terra; è invece più probabile che i CFC si fermino negli strati alti della troposfera diventando parte di quei gas che costituiscono i gas serra.

1.3. Inquinamento del suolo e inquinamento idrico

Poiché l'inquinamento del suolo e l'inquinamento idrico sono fra loro strettamente interdipendenti, si è ritenuto che, per migliorarne la comprensione, fosse giusto unificarne la trattazione. Si parta prendendo in considerazione il ciclo idrologico dell'acqua.

Il volume d'acqua che annualmente raggiunge l'atmosfera per evaporazione, dove forma le nubi, e che successivamente ritorna sulla Terra sotto forma di precipitazioni (pioggia e neve) è stato stimato in 400.000 miliardi di m³ (400×10^{12} m³); di questa imponente massa d'acqua circa 300.000 miliardi di m³ cadono nel mare o negli oceani, mentre solo 100.000 miliardi di m³ cadono sulla terraferma. Una parte di questo volume d'acqua evapora immediatamente, un'altra parte scorre sulla superficie della Terra formando fiumi e laghi e la parte rimanente penetra nel suolo dove va a formare le falde acquifere o va ad alimentare la vegetazione; tuttavia in seguito anche questa parte di acqua, per evaporazione o per traspirazione, ritornerà nell'atmosfera.

Si fermi ora l'attenzione sull'acqua che verrà chiamata *di transizione*, vale a dire quella di superficie che scorre sul suolo prima di riversarsi nei fiumi o nei laghi e quella di falda che è, a sua volta, destinata anch'essa a defluire, seppure più lentamente, nei fiumi e nei laghi. È questa l'acqua che dal punto di vista ecologico, e cioè dal punto di vista del rapporto dell'uomo col suo ambiente, riveste importanza, perché è questa quell'aliquota del ciclo idrologico (aliquota che comunque, da stime aggiornate, vale pur sempre 40.000 miliardi di metri cubi) che compie l'operazione di "veicolo" delle sostanze inquinanti. Si analizzi questa funzione di veicolo svolta dalle acque di transizione prendendo inizialmente in considerazione il loro punto di partenza e, successivamente, il loro punto di arrivo.

All'inizio le acque di transizione nascono come acque meteoriche; ciò significa che esse, poiché partono dagli strati alti della troposfera, portano al suolo gran parte degli inquinanti di cui ci si è occupati nel paragrafo 1.2, vale a dire anidride carbonica, ossidi di azoto, ossidi e acidi di zolfo, idrocarburi vari, ozono, ecc.; il tutto misto a un particolato contenente un'enorme varietà di polveri. Si consideri ora dove e come si conclude il cammino delle acque di transizione; esse, prima di diventare fiumi e laghi, compiono un lungo percorso sulla superficie del suolo dove diventano il solvente di molte sostanze inquinanti che si sono accumulate nel terreno o che vengono continuamente prodotte dall'attività antropica. Ci si riferisce al materiale organico derivante dalla decomposizione di residui animali e vegetali (l'*humus*); ci si riferisce ai nitrati, fosfati e solfati di sodio, di calcio e di potassio contenuti nei concimi sintetici; ci si riferisce a sostanze tossiche come idrocarburi clorurati o fosfati organici usati nei pesticidi; ci si riferisce agli oli, ai grassi, ai residui di elastomeri (stirene, butadiene, ecc.) lasciati sull'asfalto dagli pneumatici dei veicoli; ci si riferisce agli innumerevoli idrocarburi (benzene, antracene, ecc.) o a derivati ossigenati come il fenolo o a composti azotati come la piridina contenuti nel catrame usato per bitumare le strade; in una parola, ci si riferisce a tutti quegli inquinanti che le popolazioni, in misura maggiore o minore a seconda della loro evoluzione o della loro economia, spargono ogni giorno nei luoghi dove vivono e dove svolgono la loro attività. E questo, anche se già rilevante, è solo una parte dell'inquinamento che coinvolge l'acqua; infatti sono state volutamente lasciate fuori dall'elenco degli inquinanti e delle attività a essi connesse tutte quelle sostanze e quei composti che hanno a che fare o con l'attività domestica e la vita sociale e urbana o con l'attività industriale. Nel primo caso infatti tutti gli inquinanti sono ormai ovunque fatti confluire mediante fognature nelle cosiddette *acque di rifiuto* che, come si vedrà meglio in seguito visto che si tratta della materia in esame, sono destinate agli impianti di depurazione e perciò non

vengono più scaricate direttamente nei corsi d'acqua o sulle coste; nel secondo caso, e cioè nel caso delle attività industriali, le acque cosiddette *di processo* e le acque *di servizio* o *di ballast* devono, per legge, essere preventivamente trattate e depurate all'interno degli stabilimenti di produzione prima di essere avviate o direttamente nel corso d'acqua ricettore o a un successivo ciclo di trattamenti di finitura da eseguire assieme agli altri scarichi urbani.

La panoramica dell'inquinamento idrico e del suolo si potrebbe chiudere qui se non fosse che esiste un problema di inquinamento che dal 1960-70 sta preoccupando molto gli ecologisti: l'eutrofizzazione.

È questo uno dei tanti neologismi degli ultimi decenni, ottenuto unendo due parole greche: *ευ* (*eu*, "bene") e *τροφο* (*trefo* "nutrire"); è un fenomeno che interessa ogni specchio d'acqua, in genere poco profondo, che ha un buon livello trofico, cioè un elevato contenuto di nutrienti (nitrati e soprattutto fosfati) e una gran quantità di fitoplancton (vegetazione acquatica e alghe), e in cui è possibile distinguere in modo abbastanza netto uno strato d'acqua superficiale ben aerato e con temperatura prossima a quella atmosferica (epilimnio) e uno strato di fondo non soggetto a ventilazione e termicamente isolato dagli altri strati e perciò più freddo (ipolimnio). È evidente che queste condizioni favorevoli all'eutrofizzazione non riguardano né mari e oceani né fiumi, i primi perché hanno nutrienti e fitoplancton estremamente diluiti e perché, a causa delle correnti nel mare aperto e delle maree, subiscono continui rimescolamenti tra acque di superficie e acque profonde, i secondi perché, per la velocità e la relativa profondità delle loro acque, garantiscono un avvicinarsi continuo tra acque di fondo e acque di superficie, fatto questo che non favorisce né le variazioni di temperatura tra i diversi strati d'acqua né le elevate concentrazioni di nutrienti che vengono rapidamente diluiti lungo il corso del fiume né, tanto meno, il formarsi di alghe e piante acquatiche. Fanno eccezione solamente quelle insenature dei mari interni, come il mare Adriatico, o quelle anse dei fiumi in cui l'acqua è poco profonda, per cui ristagna e ha ricambi molto lenti; in queste particolari condizioni si può verificare il fenomeno dell'eutrofizzazione; si ricordino i ricorrenti casi di mucillagini, ossia di alghe gelatinose, che periodicamente affiorano lungo le coste Adriatiche. L'eutrofizzazione è comunque un fenomeno consueto nelle lagune: ne è esempio la laguna di Venezia⁸; in essa infatti, in anni di particolare siccità, si verifica il fiorire intenso e diffuso di macro-alghe che infestano le acque e generano la moria dei pesci.

Dove però l'eutrofizzazione è la regola sono i laghi. Qui si verificano tutte le condizioni necessarie per riprodurre il fenomeno: le acque hanno ricambio quasi nullo (si è stimato, tenendo conto del normale flusso dell'immissario, che il tempo medio per il ricambio completo delle acque del lago Maggiore sia di 4-5 anni e quello del lago di Garda sia di oltre 25 anni) e questo fatto favorisce l'accumulo dei nutrienti e l'instaurarsi di quel regime termico che va sotto il nome di "stratificazione termica" secondo il quale le acque di superficie, avendo una temperatura prossima a quella dell'ambiente, sono, soprattutto in estate, assai più calde di quelle di fondo. Il verificarsi di questa stratificazione

⁸ Essendo la laguna di Venezia un bacino costiero aperto alle alte e basse maree in cui però, in periodo estivo, il ricambio delle acque è modesto, si ritrovano zone di terra che emergono solo in condizioni di magra o di bassa marea che si chiamano *velme* e isolotti di sedimenti che invece rimangono sempre affioranti che si chiamano *barene*.

termica, che fra l'altro oltre a essere marcata è anche assai brusca, di fatto modifica sostanzialmente le condizioni di vita tra l'epilimnio e l'ipolimnio. In estate avviene questo: nell'epilimnio la luce del sole in combinazione con la notevole quantità di nutrienti diluiti nell'acqua favorisce il rapido e abnorme sviluppo di vegetazione acquatica e di alghe (fitoplancton), fatto che, da un certo punto di vista, è favorevole dato che, in virtù della fotosintesi clorofilliana, l'anidride carbonica si trasforma in ossigeno compensando in questo modo la diminuita solubilità dell'ossigeno nell'acqua a causa della maggiore temperatura.

Da un altro punto di vista l'eccessiva fioritura di alghe e piante è però decisamente sfavorevole perché il loro fitto intreccio rende impossibile ai raggi del Sole di penetrare nell'ipolimnio con la conseguenza che da quel livello in poi comincia a diminuire la concentrazione dell'ossigeno disciolto nell'acqua sia perché è inibita la fotosintesi sia perché, non essendoci scambio tra l'epilimnio e l'ipolimnio, l'ossigeno degli strati superficiali non giunge in profondità. La condizione di anossia che si instaura nell'ipolimnio comincia così a produrre i primi effetti: si riduce la vita dei pesci perché oltre all'ossigeno comincia a scarseggiare lo zooplancton, l'alimento di cui si nutrono, e in più inizia ad accumularsi sul fondo del lago una quantità sempre crescente di materiale inerte costituito da alghe prive di vita e da pesci e materiale bentonico morto. È così che, per carenza di ossigeno e per la presenza di un substrato ideale, sul fondo del lago si innesca un processo di "putrefazione" del materiale vegetale e di "digestione" del materiale organico attivato da batteri anaerobi che per vivere non hanno bisogno dell'ossigeno disciolto nell'acqua in quanto lo ricavano dalla demolizione del materiale organico presente nel sedimento. Questo processo di fermentazione aggiunge così due ulteriori effetti negativi che vanno a deteriorare un quadro già abbastanza compromesso: innanzitutto libera gas come l'idrogeno solforato, il metano e i mercaptani che conferiscono all'acqua un odore sgradevole che via via degenera in fetore e in secondo luogo produce una fanghiglia che si diffonde sempre più e intorbida l'acqua a tal punto da farle assumere una colorazione giallo-verde priva di ogni trasparenza. L'insieme di queste vicende fa pian piano scomparire i pesci e appassire ogni forma di vegetazione, segnale questo che il processo di degenerazione delle acque è divenuto irreversibile e che il lago paradossalmente è destinato a morire per eutrofizzazione, per "abbondante nutrizione".

1.4. Inquinamento delle acque di scarico

Fin qui sono stati tracciati, anche se a grandi linee, i contorni delle diverse forme di inquinamento; ora ci si concentrerà su quello che è l'assunto di questo studio: l'inquinamento delle acque di scarico o, per meglio dire, delle acque usate. Per una questione di metodo conviene definire in primo luogo il tipo di inquinamento di cui soffrono queste acque partendo dalla loro origine: acque urbane, agricole e industriali.

Nella categoria delle acque urbane rientrano tutte quelle acque che sono di uso quotidiano sia per i singoli sia per le comunità; ci sono quelle di uso prettamente domestico (in cucina, nei servizi destinati all'igiene personale o all'igiene della casa e delle cose che servono nella casa, ecc.), quelle usate nei luoghi di lavoro e di studio (fabbriche, uffici,

scuole, università, biblioteche, ecc.), quelle usate nei luoghi di ritrovo e di svago (bar, cinema, teatri, sale da ballo, discoteche, ecc.), quelle usate nelle strutture destinate al turismo (hotel, ristoranti, pensioni, ostelli, villaggi turistici, stazioni ferroviarie e marittime, autostazioni, aeroporti, ecc.), quelle usate per il verde pubblico e per il decoro urbano, quelle usate per gli uffici pubblici (comune, provincia, regione, parlamento, polizia, carabinieri, uffici finanziari, ecc.), quelle usate nelle strutture destinate alla salvaguardia della salute pubblica (ospedali, case di cura, case di riposo, cure termali, ecc.), quelle usate nei luoghi destinati al relax e nei centri sportivi (campi da gioco, palazzetti dello sport, centri benessere, ecc.), quelle usate nei centri commerciali. Come si può vedere l'origine delle acque urbane è quanto mai varia ed eterogenea; si può però affermare che non è così per la natura degli inquinanti poiché sono costituiti in prevalenza da sostanze organiche biodegradabili, da detersivi e detergenti quasi completamente biodegradabili, da oli e grassi percentualmente in quantità modesta, da inclusioni solide costituite per lo più da carta o da materiali usati per la confezione degli alimenti, da materiale vegetale e da sabbia e polvere di asfalto. A margine di questo elenco che, se pur esteso, non ha la pretesa di essere completo, bisogna fare due osservazioni: una è che le acque usate nelle fabbriche e nei luoghi destinati alle lavorazioni artigianali o industriali si riferiscono esclusivamente a quelle dei servizi igienici; sono perciò escluse tutte le acque che in qualche modo hanno una qualche attinenza con il processo perché queste rientrano nella categoria delle acque industriali; l'altra è che le acque usate negli ospedali, nelle case di cura e in quelle di degenza sono acque che devono subire un preventivo processo di disinfezione all'interno della stessa struttura prima di essere avviate ai normali impianti di depurazione delle acque urbane dove subiranno il ciclo di rifinitura del trattamento.

Nella categoria delle acque agricole sono comprese sia le acque irrigue e meteoriche sia le acque provenienti dagli allevamenti zootecnici. Le prime contengono in soluzione materiali organici, animali e vegetali, contenuti nell'*humus* del terreno, sostanze derivate dai concimi sintetici, dai diserbanti, dagli anticrittogamici e dagli insetticidi e inoltre sospensioni solide costituite da fango, sabbia, sterpaglia, erba, fogliame, ecc. Le seconde sono invece legate alle attività di allevamento di bovini, suini, ovini e polli e alle operazioni di prelavaggio delle verdure che ormai si eseguono in loco. Mentre nelle acque provenienti dalle stalle e dagli ovili degli allevamenti si trovano concentrazioni elevate di sostanze organiche ricche di nitrati e di fosfati dovute agli escrementi e al percolato degli animali, nelle acque di prelavaggio della verdura si trovano notevoli quantità di solidi formati da sabbia e terra misti a frammenti di vegetali e, diluite, concentrazioni significative di anticrittogamici e pesticidi.

Nel caso delle acque industriali il panorama è molto vasto e complesso perché tante sono le fonti di inquinamento e svariati i materiali inquinanti. Se le acque sono usate nelle industrie alimentari contengono in soluzione notevoli quantità di materiali organici; se invece provengono da industrie chimiche contengono acidi e sali nitrosi e nitrici oppure sali metallici o, nel caso della petrolchimica, fenoli, urea e derivati, oli minerali e soluzioni caustiche; se provengono da industrie farmaceutiche o da fabbriche di detergenti e pesticidi contengono, oltre a tensioattivi, fosfati e solfati anche una enorme quantità di sostanze tossiche; se provengono da industrie ceramiche sono cariche di solidi sospesi come argilla e caolino; se provengono da fabbriche di esplosivi contengono in soluzione

3. Trattamenti di 1° stadio

3.1. Introduzione

Per la descrizione dei trattamenti di 1° stadio, altrimenti detti *pretrattamenti* o *trattamenti meccanici*, si seguirà l'ordine ideale indicato sia nel paragrafo 2.3 sia nella figura 2.1. Giova ricordare che la tipologia dei trattamenti è relativa ai liquami di tipo domestico che possono anche comprendere scarichi di attività artigianali e commerciali purché siano in linea con la categoria di inquinanti elencati nelle tabelle 2.2 e 2.3. Si ricordi anche che eventuali scostamenti dal ciclo di trattamenti ideale descritto in figura 2.1 verranno per ora solamente richiamati, salvo trattarli nel seguito con il dovuto dettaglio, quando verranno studiati quei cicli che hanno requisiti particolari o che perseguono finalità specifiche.

3.2. Grigliatura

In impianti di una certa dimensione, perché l'operazione di grigliatura risulti efficace, si usa effettuarla in due fasi distinte: in una prima fase si tolgono dal liquame le inclusioni solide di maggior dimensione, e questa fase prende il nome di *grigliatura grossolana*; nella seconda fase si rifinisce l'operazione asportando dal liquame anche i solidi di minor dimensione, e questa fase prende il nome di *grigliatura fine*. I solidi che vengono asportati con la grigliatura sono in gran parte formati da carta igienica, da scarti alimentari provenienti dal lavaggio di piatti, stoviglie e pentole, da tamponi di uso cosmetico e di uso medico e, purtroppo, anche da pannolini e pannoloni usati dai neonati, dalle donne e dalle persone anziane o incontinenti, da preservativi, da detriti di diverso genere provenienti dal lavaggio delle strade, insomma da tutti gli scarti che propriamente e impropriamente vengono convogliati nelle fognature, ivi compreso il fogliame e i rami secchi degli alberi nel periodo autunnale.

3.2.1. Grigliatura grossolana

L'operazione di grigliatura grossolana è bene venga eseguita subito all'ingresso (*inlet*) del liquame nell'impianto di depurazione perché la grigliatura in genere, e quella grossolana in particolare, è forse l'operazione più gravosa e nello stesso tempo più delicata

che si compie durante tutto il ciclo di trattamento; purtroppo è anche l'operazione più sottovalutata in quanto molto spesso si vogliono realizzare incauti risparmi proprio in questa fase. Avviene così che, per aver scelto griglie inadeguate, nella fase di ossidazione arriva ogni sorta di materiale solido o, peggio, che con frequenza allarmante l'impianto vada in emergenza perché le griglie si bloccano a causa delle notevoli sollecitazioni a cui sono sottoposte. E quest'ultimo fatto porta con sé due conseguenze entrambe negative: la prima conseguenza è che il liquame deve essere fatto transitare per il canale di by-pass dove la grigliatura è molto sommaria o addirittura inesistente; la seconda conseguenza è che tutta la fase ossidativa, e con essa l'intero ciclo biologico, viene messa in difficoltà a causa dell'anomala massa di materiali solidi entrati nell'impianto.

La grigliatura grossolana avviene sempre sotto il livello di campagna in quanto le fognature, il cui sviluppo è sotterraneo, hanno i pozzetti di arrivo spesso profondi e di difficile accesso; e fra le tante è anche questa una delle ragioni che deve consigliare l'adozione di macchine per la grigliatura robuste e affidabili e concepite in modo tale da non ostacolare troppo il flusso del liquame.

Le griglie grossolane più diffuse sono le griglie a barre rettilinee verticali che eseguono l'operazione di grigliatura o in equicorrente o in controcorrente; quelle in equicorrente hanno il pettine di grigliatura che opera dalla parte di arrivo del flusso e quindi davanti alla griglia fissa (figura 3.1) mentre quelle in controcorrente hanno il pettine di grigliatura che opera in opposizione al flusso e quindi dietro la griglia fissa (figura 3.2). Entrambi i sistemi hanno comunque dei "pro" e dei "contro":

- le griglie grossolane in equicorrente hanno il vantaggio di poter scaricare il materiale grigliato raccolto dal pettine con maggiore facilità perché, come si può vedere in figura, la griglia fissa è inclinata di 15° rispetto alla verticale per cui risulta più agevole sia la fase di pulizia del pettine sia la fase di scarico del materiale grigliato; hanno però lo svantaggio di favorire il passaggio dei materiali solidi attraverso le barre della griglia fissa nel momento in cui il pettine sgrigliatore si impegna alla base della griglia stessa (posizione b di figura 3.1);
- le griglie grossolane in controcorrente (figura 3.2) hanno il vantaggio che i denti del pettine, dovendo attraversare le barre della griglia fissa, mantengono il materiale "sempre dalla parte sporca" della griglia e questo fa sì che la griglia in controcorrente sia più efficiente di quella in equicorrente; hanno però lo svantaggio che, essendo la griglia fissa verticale, l'operazione di pulizia e scarico del materiale grigliato è molto difficoltosa.

Come si può notare in entrambe le figure proposte, le griglie grossolane a barre risultano avvantaggiate nelle loro operazioni se sono di tipo oleodinamico prima di tutto perché la salita e la discesa del pettine, il suo impegno e disimpegno dalla griglia fissa e il sistema di pulizia e scarico del materiale grigliato sono facilitati se effettuati da cilindri oleodinamici indipendenti e in secondo luogo perché in impianti di media e grande dimensione, dove sono necessarie due o più griglie che funzionano in parallelo, è molto facile azionarle con un'unica centralina idraulica e controllarne il funzionamento con un unico quadro elettrico.

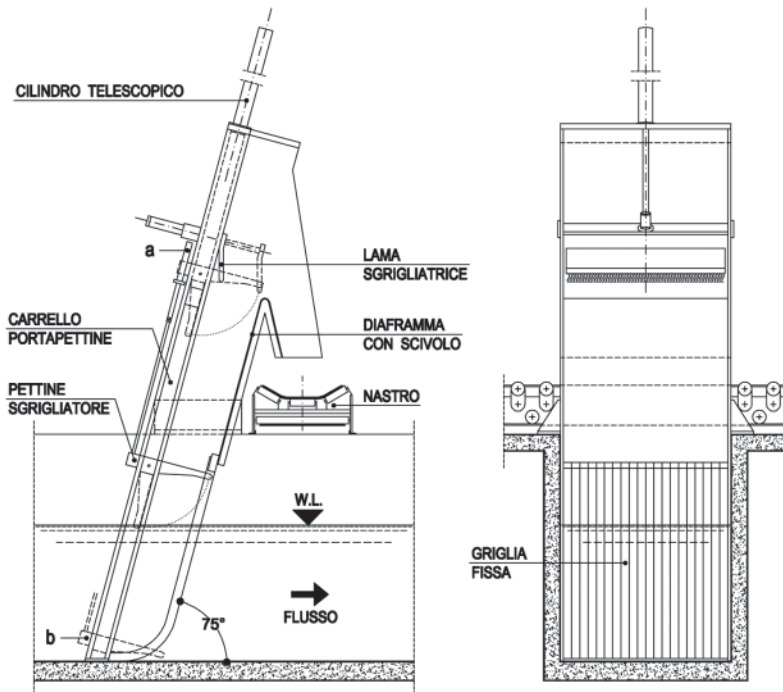


Figura 3.1

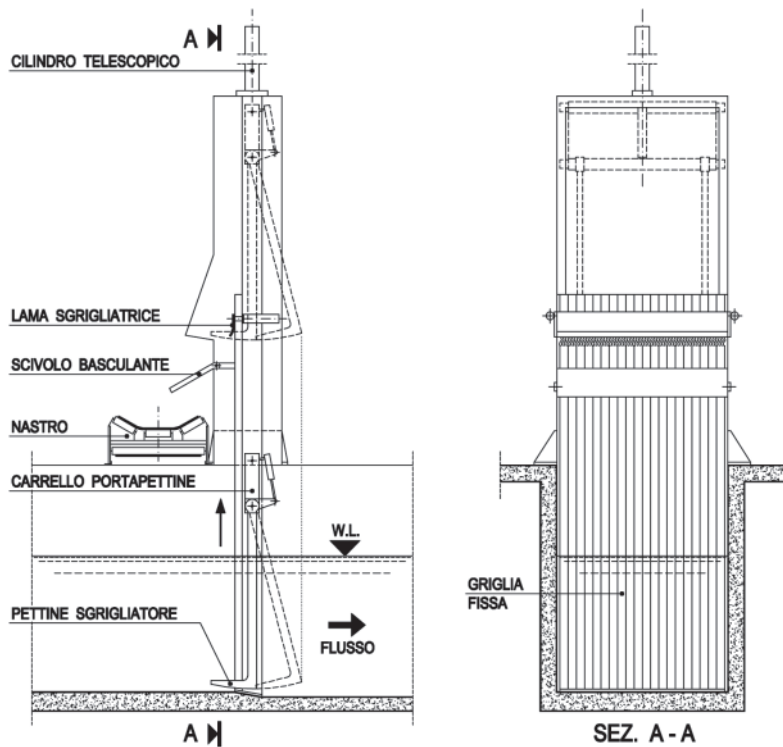


Figura 3.2

Nelle griglie grossolane a barre il passaggio libero (ossia la distanza fra le barre) può variare fra i 20 e i 60 mm; si ritiene che il passaggio libero ottimale per una griglia grossolana vari fra i 30 e i 40 mm perché conviene sempre mediare fra la necessità di eliminare dal liquame i materiali solidi e l'ostruzione al flusso che si determina quando, per effetto di un modesto passaggio libero, si forma contro la griglia fissa un cuscinio eccessivo di materiale solido. È noto infatti che l'operazione di grigliatura necessita di un tempo discreto perché, dovendo la velocità del pettine essere attorno ai 3÷4 cm/s, un ciclo di grigliatura completo dura sempre 2 e più minuti essendo funzione della lunghezza della corsa del pettine. Se dunque si esagera nel diminuire la luce libera di passaggio nelle griglie grossolane può avvenire che, nel tempo di un ciclo, si formi contro la griglia fissa uno spessore di materiale solido così fitto e compatto da diventare, oltre che un serio ostacolo per la corrente che si innalza di livello in modo abnorme, anche la sicura causa di frequenti rotture col conseguente blocco dell'apparecchio sgrigliatore.

3.2.2. Grigliatura fine

Come detto, la grigliatura fine è l'operazione che completa l'asportazione dei solidi che sono ancora presenti nel liquame a valle del sollevamento. Le macchine che si usano si chiamano *griglie fini* e hanno questo nome perché il loro requisito maggiore è quello di avere dei passaggi liberi che normalmente variano fra i 10 e i 3 mm nelle griglie a barre, a gradini e a tappeto filtrante mentre giungono fino a 0,25 mm nelle griglie autopulenti a tamburo.

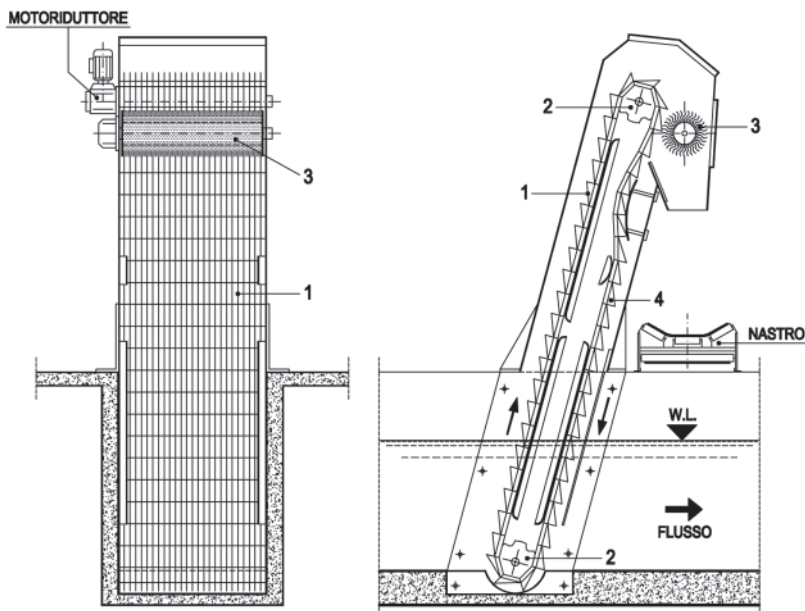


Figura 3.3

Le prime, quelle a barre, a gradini e a tappeto filtrante vanno installate in canali aperti, le seconde, le griglie a tamburo, devono essere invece alimentate direttamente con pompa. Per quanto riguarda le griglie a barre si dirà solamente che esse, come forma, sono simili alle griglie in equicorrente di figura 3.1 e che il passaggio libero di 10 mm è già per esse un limite difficilmente valicabile sia perché, con questo passaggio, la costruzione della griglia fissa risulta problematica, sia perché necessitano di un dispositivo di pulizia del pettine estremamente affidabile ed efficiente.

La griglia a tappeto filtrante (figura 3.3) è costituita da un tappeto continuo (1) con maglie a passo lungo; le maglie sono incernierate fra loro in modo da creare dei passaggi liberi e sono formate da piastre sagomate a mo' di piccoli denti; tutto il tappeto è costruito in acciaio inossidabile AISI 304 ed è mosso alle estremità da due tamburi dentati (2), uno motore e l'altro folle. La parte immersa del tappeto che risulta investita dal flusso raccoglie il materiale solido ancora presente nel liquame e, in virtù del suo moto ascensionale, lo trasporta in sommità contro il rullo di pulizia (3) che in pratica è un tamburo provvisto di setole di materiale sintetico; il ramo di ritorno del tappeto filtrante (4), quando si reimmerge nella corrente del liquame già filtrato, si pulisce ulteriormente perché si libera di eventuali residui solidi incastrati fra le maglie del tappeto.

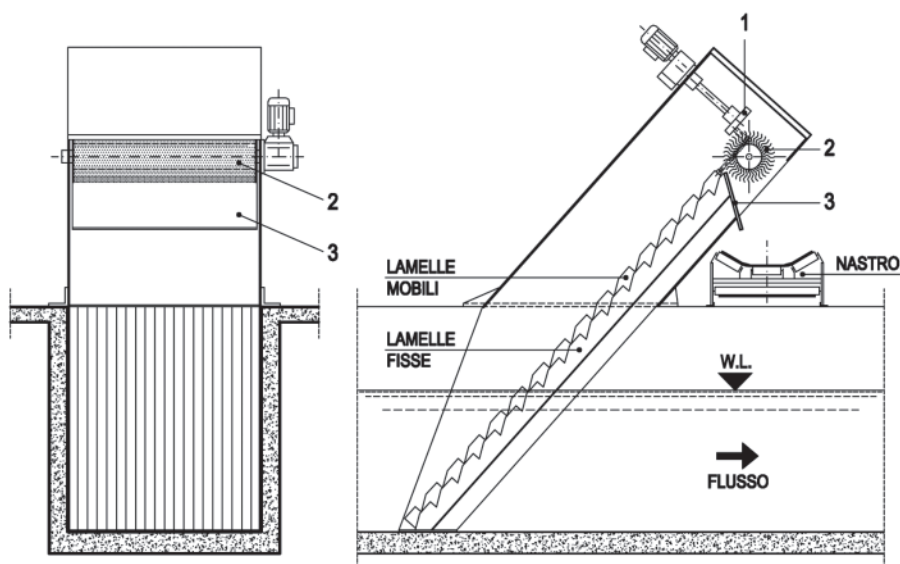


Figura 3.4

La griglia a gradini (figura 3.4) è costituita da un'alternanza di lamelle fisse e di lamelle mobili sagomate a forma di piccoli denti; le lamelle mobili, mosse da un sistema di azionamento eccentrico (1), sporgono alternativamente oltre le lamelle fisse creando dei gradini dotati di un moto rotatorio ascensionale che sposta verso l'alto il materiale trattenuto dalla griglia; per evitare che il materiale trattenuto scivoli verso il basso a causa dell'esigua sporgenza dei denti, la griglia a gradini è molto "seduta" ossia è inclinata di appena 35° rispetto alla orizzontale. Il materiale grigliato, giunto alla sommità, viene

asportato da un sistema pulitore (2) costituito da un tamburo formato da spazzole che ruotano in senso antiorario; queste fanno cadere il materiale sullo scivolo di scarico (3) che lo convoglia sul nastro trasportatore del grigliato. Tutta la parte emersa della griglia è chiusa in un cassone metallico a protezione dei delicati meccanismi; le lamelle fisse e mobili sono costruite in acciaio inossidabile AISI 316.

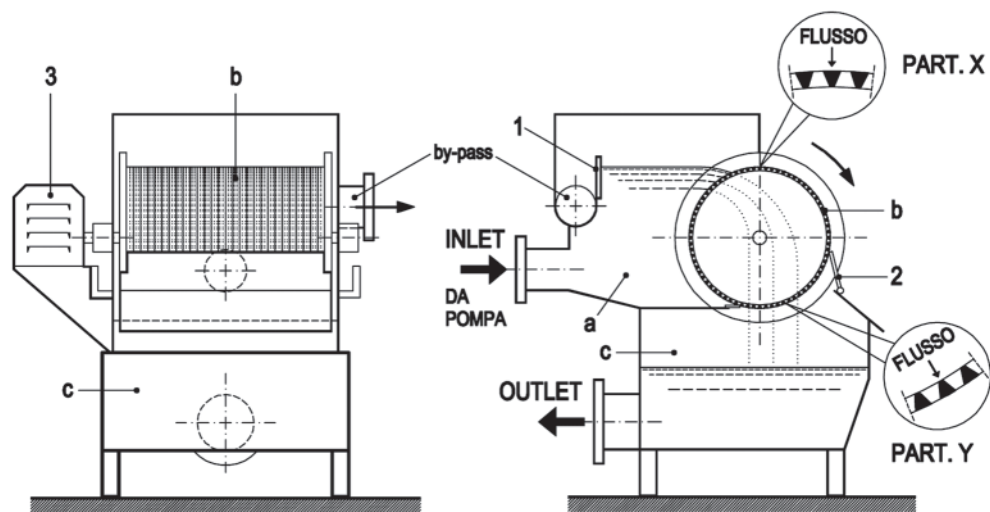


Figura 3.5

La griglia autopulente a tamburo (figura 3.5) è praticamente un monoblocco diviso in tre parti: la vasca di carico (a), il tamburo sgrigliatore (b) e la vasca di scarico o di mandata (c). Tutte le altre parti accessorie sono: la lama di sfioro (1), la lama raschiante (2) e il gruppo motoriduttore (3); all'interno del tamburo solitamente, per la pulizia periodica, viene collocata una lancia per acqua in pressione provvista di ugelli spruzzatori. La griglia è interamente costruita in acciaio inossidabile AISI 304. La griglia a tamburo viene alimentata direttamente dalle pompe di sollevamento per cui essa viene collocata solitamente in testa al dissabbiatore o al dissabbiatore/disoleatore (vedere in seguito il paragrafo 3.4). Come si vede in figura, il funzionamento di questa griglia è molto semplice: la pompa alimenta la vasca di carico il cui livello massimo è stabilito dalla lama di sfioro (1); se la portata della pompa supera la portata di targa della griglia, la portata in eccesso sfiora e passa direttamente allo scarico attraverso il by-pass. In condizioni normali di funzionamento il flusso è quello indicato in figura e cioè vasca di carico/interno tamburo/vasca di scarico. In questo modo il liquame attraversa due volte la parete del tamburo; la prima volta dall'esterno verso l'interno quando, grazie alla particolare sezione trapezoidale delle barre che formano il tamburo (part. X), i materiali solidi contenuti nel liquame si fermano sulla superficie esterna del tamburo; la seconda volta dall'interno verso l'esterno (part. Y) quando, per l'effetto convergente dei passaggi liberi, la velocità del flusso aumenta e pulisce la superficie del tamburo da ogni eventuale inclusione. Il materiale solido estratto dal liquame viene staccato dalla parete del tamburo dalla lama raschiante (2) e successivamente scaricato o in un cassonetto o su un nastro trasportatore.

Il funzionamento delle griglie grossolane e fini è comandato con temporizzatori, che ne regolano i tempi di lavoro e i tempi di pausa, o con livelli differenziali; quest'ultimo sistema è praticamente costituito da due sensori posti uno a monte e l'altro a valle della griglia che intervengono avviando l'operazione di grigliatura quando il dislivello monte/valle arriva a un valore prefissato.

3.2.3. Griglie per piccoli impianti

Fin qui sono state descritte alcune delle tante macchine che si usano per la grigliatura dei liquami urbani, sottolineando però che quanto veniva detto era relativo all'operazione di grigliatura eseguita in due fasi: la prima fase per i solidi grossolani e la seconda fase per i solidi fini. Purtroppo negli impianti più piccoli, vale a dire in quelli progettati per meno di 10.000 abitanti equivalenti o in quelli strutturati per cicli particolari, come potrebbero essere i cosiddetti *impianti compatti* di cui si parlerà in seguito, la grigliatura si esegue in una fase unica e non solo per ragioni tecniche ma anche per ragioni economiche; è quindi frequente trovare in questi casi, a fianco delle già citate griglie autopulenti a tamburo, le più economiche griglie ad arco e le filtrococlee.

Le griglie ad arco sono griglie a barre strutturalmente molto semplici e anche molto affidabili (figura 3.6). Gli organi che le costituiscono sono i seguenti: la griglia fissa (1) che è formata da barre di sezione rettangolare sagomate ad arco di cerchio e quindi a curvatura costante; l'organo sgrigliatore (2) normalmente "a doppio pettine" che è messo in rotazione da un gruppo motoriduttore (3) che imprime ai pettini una velocità che non supera i 3÷4 cm al secondo; l'organo per la pulizia automatica del pettine che è costituito da una lama raschiante (4) che prende il moto dal pettine stesso; dal cestello a fondo drenante (5) che è posto in testa alla griglia fissa e che raccoglie il materiale grigliato.

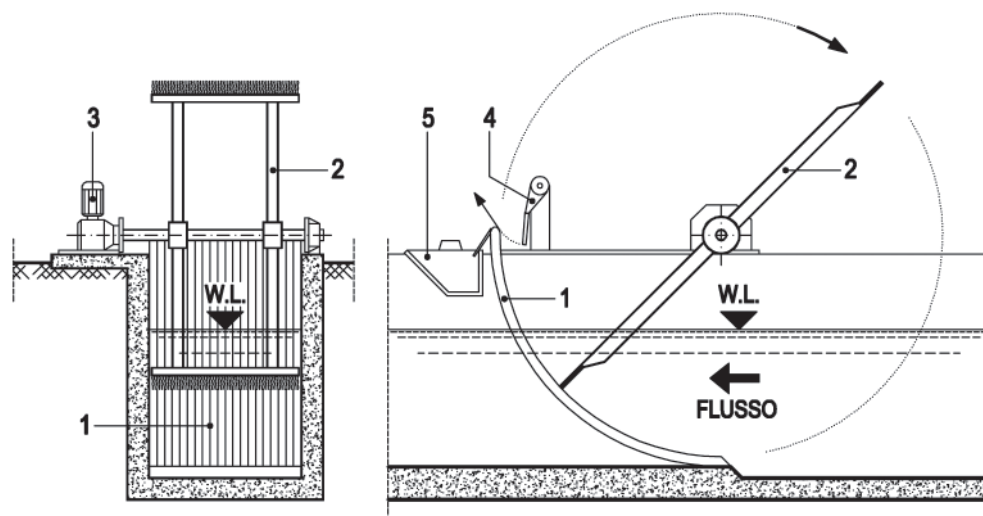


Figura 3.6

4. Trattamenti di 2° stadio

4.1. Introduzione

Nel capitolo 3 si è visto che i trattamenti di 1° stadio liberano il liquame dai solidi sedimentabili per oltre il 90%, il che vuol dire il 55% circa dei solidi totali (TSS), e riducono il BOD di un buon 25÷30%; questo significa che nel liquame rimangono ancora disciolti o dispersi allo stato colloidale oltre il 45% dei solidi totali e che questi rappresentano una forza inquinante residua, un BOD, insomma, del 70÷75%.

I trattamenti del 2° stadio hanno il compito di eliminare, o meglio di depurare, dal liquame di tipo domestico questa consistente fetta di carico organico e, per farlo, seguono la via biologica che, come detto nel paragrafo 2.3, imita il ciclo di autodepurazione naturale accelerandolo però con le tecniche di cui si parlerà.

Seguendo le indicazioni dello schema dell'impianto tipo di figura 2.1, sono stati compresi nei trattamenti di 2° stadio l'aerazione, la sedimentazione, il ricircolo dei fanghi e la disinfezione. Prima di continuare conviene fare subito due precisazioni.

La prima riguarda la scelta del termine *aerazione* al posto del forse più appropriato termine *ossigenazione*. La giustificazione è questa: la quasi totalità delle tecniche di ossigenazione usate nel ciclo biologico di depurazione si avvale di ossigeno atmosferico e quindi di aria; pochissime sono invece le tecniche che, come il sistema Unox per esempio, usano ossigeno puro nella fase biologica. La seconda precisazione riguarda invece la scelta di includere la disinfezione fra i trattamenti di 2° stadio mentre sarebbe stato più corretto includerla, come fanno tutti, fra i trattamenti di 3° stadio. Anche in questo caso esiste però una giustificazione: poiché, come sottolineato nel paragrafo 2.3, il processo biologico non riduce che in minima parte la concentrazione dei colibatteri ed è assolutamente incapace di eliminare i batteri patogeni presenti nei liquami di origine domestica, si è ritenuto che sia indispensabile sottoporre comunque l'effluente a un trattamento di disinfezione prima di consegnarlo al recapito finale e, di conseguenza, avendo considerato la disinfezione come trattamento finale del ciclo dell'acqua, è stato di riflesso considerato anche trattamento conclusivo del 2° stadio.

Un'altra puntualizzazione importante che bisogna fare è la seguente: come appare dall'elenco dei trattamenti del 2° stadio, il ciclo biologico che si andrà a descrivere si basa essenzialmente sull'aerazione e sulla sedimentazione finale. L'aerazione è la fase in cui nel liquame viene immesso artificialmente l'ossigeno necessario alla vita e allo sviluppo dei microrganismi aerobi che si nutrono delle sostanze organiche; la sedimentazione finale è la fase in cui il fango di consistenza fioccosa si separa per gravità dal liquido

chiarificandolo. Ebbene, questo processo di depurazione basato sull'attività di colonie di microrganismi aerobi ha preso il nome di *metodo di depurazione a fanghi attivi*, e gli impianti che lo impiegano *impianti a fanghi attivi*.

4.2. Aerazione

Si chiama *aerazione* l'operazione mediante la quale si introduce aria in modo artificiale all'interno del liquame; lo scopo è quello di rifornire di ossigeno atmosferico i batteri aerobi (si veda il paragrafo 2.1 a proposito dei batteri) che compiono il ciclo biologico di depurazione e, poiché tutte le reazioni avvengono in un mezzo liquido, l'ossigeno viene reso disponibile in soluzione. Però, prima di parlare della quantità di ossigeno necessaria e delle tecniche con cui lo si immette nel liquame, è opportuno dare uno sguardo alla cinetica del processo biologico aerobio che prende origine dall'aerazione perché è da questa analisi che si potranno ricavare quegli elementi che torneranno utili nella comprensione dei diversi trattamenti a fanghi attivi.

In figura 4.1 si è rappresentato, con un diagramma che ha in ascissa il tempo di reazione τ e in ordinata le concentrazioni c relative ai microrganismi (curva *a*) e al BOD (curva *b*), la cinetica di sviluppo di una colonia di microrganismi, presente nel liquame con la concentrazione rappresentata dal punto 0, che dispone di un BOD rappresentato dalla concentrazione $0'$.

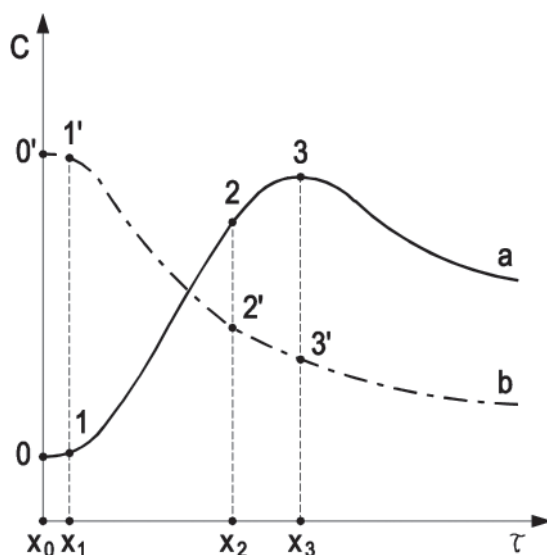


Figura 4.1

All'inizio dell'aerazione, in un intervallo di tempo che è normalmente assai breve (x_0-x_1) detto *fase di acclimatazione*, resta tutto invariato. Nell'intervallo di tempo successivo invece (x_1-x_2), continuando l'aerazione, si verifica un improvviso e rapido incremento della concentrazione dei microrganismi (tratto 1-2 della curva *a*) a cui corrisponde un'al-

trettanto rapida e sensibile diminuzione del BOD (tratto 1'-2' della curva *b*); è questa la fase di crescita logaritmica illimitata in cui, in virtù dell'abbondanza del cibo (BOD), avviene lo sviluppo maggiore delle colonie dei microrganismi, colonie che d'ora in poi saranno chiamate *fanghi attivi*. Successivamente, nell'intervallo di tempo x_2-x_3 , continuando sempre l'aerazione, l'indice di crescita dei microrganismi comincia a diminuire finché nel punto 3 della curva a la crescita si arresta; parallelamente anche il BOD subisce un decremento (punto 3' della curva *b*), segnalando con questo che il "cibo" è divenuto scarso e risulta ormai insufficiente ad alimentare la massa di fanghi attivi che si è formata; è questa la fase di crescita limitata o declinante. Prolungando l'aerazione oltre il tempo x_3 si nota che la concentrazione dei fanghi attivi diminuisce sensibilmente fino a diventare stazionaria (tratto della curva *a* a destra del punto 3) e che contemporaneamente la concentrazione del BOD tende a stabilizzarsi attorno a un valore minimo costante (tratto della curva *b* a destra del punto 3'); questo significa che la carenza di cibo ha messo in competizione i microrganismi determinando fra essi una selezione capace di decretare la morte di quelli più deboli e la vita di quelli più adatti a sopravvivere anche con scarsità di cibo; è questa la fase endogena¹ detta anche *di autoossidazione*.

A questo punto è opportuno fare alcune considerazioni. Da come è stata tracciata, si sa che la curva *a* di figura 4.1 rappresenta la modalità di sviluppo di una colonia di batteri aerobi messi a contatto col BOD di un determinato volume di liquame, contatto che nel caso proposto è discontinuo perché discontinua è l'alimentazione del liquame. Si supponga ora di immettere il liquame nella vasca contenente i fanghi attivi con una pompa regolandone il flusso in modo da mantenere costante il volume *V* di liquame contenuto nella vasca; questo significa far sì che alla portata *Q* in entrata corrisponda un ugual portata in uscita. Se la portata *Q* della pompa è costante e continua nel tempo, il tempo di contatto fra microrganismi e BOD coincide con il tempo di permanenza del liquame e tale tempo si può esprimere col rapporto:

$$\tau = V/Q$$

Poiché questo rapporto coincide esattamente con la definizione (3.24), si potrebbe anche in questo caso chiamare *tempo di ritenzione* il tempo di contatto e concludere che, potendo alimentare con continuità un liquame ben aerato in una vasca contenente dei fanghi attivi, si può regolare lo sviluppo dell'intero processo biologico semplicemente controllando il tempo di ritenzione τ . Purtroppo questo non è possibile perché la proporzionalità fra tempo (τ) e volume (*V*) ha valore solo se la portata *Q* è costante e, nel caso in esame, questo parametro è invece variabilissimo. Lo è in quantità dato che nelle diverse ore del giorno la portata cambia sensibilmente di valore e lo è anche in qualità perché la concentrazione del BOD cambia di ora in ora e di stagione in stagione. Insomma, la variabilità di *Q* rende improprio l'uso del parametro τ come dato di base per la progettazione del comparto di aerazione se si continua a ritenere che esso sia semplicemente il rapporto fra un volume e una portata o, peggio ancora, che basti conoscere la portata per conoscere il BOD messo a disposizione dei fanghi attivi. Affinché il parametro tempo di ritenzione τ diventi un parametro affidabile e utile per il progettista bisogna che esso venga messo in

¹ Si dice endogeno un fenomeno che nasce all'interno di un determinato sistema; in questo caso significa che avviene la decomposizione delle colonie dei batteri a opera dei batteri stessi.

relazione con i due termini che caratterizzano tutto il ciclo biologico: il fattore di carico organico F_C e la concentrazione del fango nella miscela aerata c_s . Si affronti allora con ordine lo studio di questi due parametri.

4.2.1. Fattore di carico organico F_C

Il parametro *fattore di carico organico* è chiamato anche *carico dei fanghi* e ha la seguente definizione: è il rapporto fra il carico di sostanze organiche biodegradabili entrante giornalmente nella vasca di aerazione (kg BOD₅/d) e la massa di solidi sospesi che si stabilisce nella vasca stessa nel tempo in cui viene applicato il BOD (kg SSMA):

$$F_C = \text{kg BOD}_5 / (\text{kg SSMA} \cdot \text{d}) \quad (4.1)$$

La definizione di cui la (4.1) è l'espressione necessita di una spiegazione dal punto di vista concettuale e di una precisazione dal punto di vista formale. Concettualmente la (4.1) significa che il fattore di carico organico rappresenta il tempo di contatto fra il "cibo" (BOD) e la massa attiva di microrganismi presente nella vasca di aerazione (SSMA). Ora, mentre il BOD costituisce un chiaro indice circa la concentrazione delle sostanze organiche biodegradabili presenti nel liquame (si veda il paragrafo 2.1 a proposito dei BOD), i solidi sospesi presenti nella vasca di aerazione (SSMA) non sono invece un sicuro indice della massa attiva dei microrganismi; i solidi sospesi (SS) hanno infatti una composizione molto eterogenea: sono in parte costituiti da batteri vivi (biomassa attiva), in parte da batteri inattivi o morti (biomassa inattiva), in parte da sostanze biodegradabili e non, in parte da sostanze inorganiche. Negli USA, nell'intento di dare una definizione univoca di carico organico che fosse valida sia per gli scarichi urbani sia per gli scarichi industriali, è divenuto norma identificare i solidi sospesi presenti nella vasca di aerazione con i soli solidi volatili e di qui l'acronimo usato nella letteratura specializzata americana che, nella definizione del carico organico F_C , a differenza dei Paesi europei, indica a denominatore MLVSS (*Mixed Liquor Volatile Suspended Solids*); in Europa invece, volendo semplificare i calcoli, segnatamente nel caso dei liquami urbani per i quali si è riscontrato che il rapporto fra la parte volatile e i solidi totali (TSS) è abbastanza costante, si è deciso di identificare la massa attiva presente nella miscela aerata con i solidi totali perché più facili da determinare sperimentalmente, e di qui l'uso dell'acronimo SSMA ("solidi sospesi nella miscela aerata") usato anche qui nella (4.1). La letteratura specializzata europea concorda nell'attribuire i seguenti valori alla percentuale delle sostanze volatili presenti nei TSS:

- negli impianti a basso carico e ad aerazione prolungata il 70%;
- negli impianti convenzionali dotati di sedimentazione primaria e ad alto carico l'80÷85%.

Da quanto premesso emerge con chiarezza che la scelta del carico organico F_C caratterizza in modo determinante il funzionamento del comparto di aerazione per cui si riportano qui sotto i valori che vengono normalmente assegnati a questo parametro negli impianti a fanghi attivi che in seguito verranno passati in rassegna:

- impianti ad aerazione prolungata $F_C = 0,03 \div 0,15 \text{ kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$;
- impianti a basso carico $F_C = 0,15 \div 0,30 \text{ kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$;
- impianti a medio carico $F_C = 0,30 \div 0,50 \text{ kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$;
- impianti convenzionali e ad alto carico $F_C = 0,50 \div 0,80 \text{ kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$.

Data l'importanza che riveste il fattore di carico organico F_C in quella che, quando verrà trattato il ciclo del fango (capitolo 5), verrà chiamata *digestione tecnica del fango di supero*, sembra utile anticipare qualche dato al proposito almeno per gli impianti ad aerazione prolungata essendo questi gli impianti di piccola e media dimensione in cui si ottiene la digestione per via aerobica:

- negli impianti con $F_C = 0,03 \div 0,05 \text{ kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$ i fanghi di supero raggiungono la digestione tecnica anche alle basse temperature (di poco sotto ai 10°C);
- negli impianti con $F_C = 0,05 \div 0,08 \text{ kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$ la digestione tecnica che si raggiunge è di solito insufficiente, soprattutto con temperature prossime ai 10°C ;
- negli impianti con $F_C = 0,08 \div 0,15 \text{ kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$ il fango di supero non raggiunge mai la digestione tecnica anche con temperature ottimali ($\geq 20^\circ\text{C}$).

4.2.2. Concentrazione del fango nella miscela aerata c_s (sludge concentration)

La concentrazione del fango nella miscela aerata si dovrebbe esprimere, come tutte le concentrazioni, in mg/l; nella pratica, dato l'elevato valore che assume questo parametro, si preferisce invece indicarla in chilogrammi di solidi sospesi per metro cubo (kgSS/m^3) che è grandezza equivalente alla precedente in quanto 1000 mg/l sono uguali a $1 \text{ kgSS}/\text{m}^3$. Il parametro c_s è la grandezza che, una volta fissato il carico organico F_C , permette di determinare il volume del comparto di aerazione; è evidente che, per mantenere il volume della vasca di aerazione entro limiti ridotti, sarebbe conveniente operare con valori di c_s molto elevati, uguali per esempio se non superiori ai $12 \text{ kgSS}/\text{m}^3$ che tutti riconoscono sia un limite che, salvo nel caso di aerazione con ossigeno puro, non conviene né raggiungere né superare; e le ragioni che giustificano questo limite sono presto dette:

- elevate concentrazioni del fango nella vasca di aerazione significherebbero un elevato ricircolo del fango (del ricircolo si parlerà fra breve) il che penalizzerebbe la funzione di ispessimento che compete, come si vedrà, alla sedimentazione;
- elevate concentrazioni del fango richiederebbero agli apparati di aerazione maggiore energia perché, oltre a fornire ossigeno, essi dovrebbero anche fornire l'energia meccanica necessaria per mantenere in agitazione tumultuosa tutta la massa aerata al fine di impedire che i solidi sospesi sedimentino già nel comparto di aerazione;
- l'eccessiva agitazione significherebbe però rottura dei fiocchi di fango, cosa questa che, oltre a generare difficoltà allo sviluppo della biomassa, provocherebbe una sensibile diminuzione della sedimentabilità del fango.

Detto dell'opportunità di non superare, salvo casi eccezionali, il limite dei $12 \text{ kgSS}/\text{m}^3$, si aggiunge anche che è opportuno stare sempre sopra al limite minimo di $2 \text{ kgSS}/\text{m}^3$ perché concentrazioni inferiori significherebbero scarsa capacità depurativa accompagnata da una notevole formazione di schiume.

Gli standard internazionali concordano nel fissare per c_s i seguenti valori:

- per impianti ad aerazione prolungata $c_s = 5,0 \text{ kgSS/m}^3$;
- per impianti a basso carico $c_s = 3,5 \div 4,5 \text{ kgSS/m}^3$;
- per impianti a medio carico $c_s = 3,5 \div 4,5 \text{ kgSS/m}^3$;
- per impianti convenzionali ad alto carico $c_s = 3 \div 4 \text{ kgSS/m}^3$.

Visti i valori standard riportati sopra, si può dire che nella vasca di aerazione una concentrazione del fango $c_s = 4 \text{ kgSS/m}^3$ è considerata ottimale in ogni caso e che lievi diminuzioni rispetto a questo valore sono consigliate solo per gli impianti convenzionali e ad alto carico mentre lievi aumenti sono consigliati per gli impianti a basso carico e ad aerazione prolungata.

4.2.3. Calcolo del volume della vasca di aerazione

Definito il concetto di concentrazione del fango nella miscela aerata c_s , si cercherà adesso di metterlo in relazione con il coefficiente di carico organico F_C partendo da questa ipotesi preliminare: nella (4.1) si è definito F_C come rapporto fra il carico organico giornaliero entrante e la massa attiva di microrganismi presenti nella vasca di aerazione; ora, senza alterarne il significato, si esprimerà il numeratore e il denominatore di quel rapporto usando i seguenti termini. Il numeratore verrà espresso come prodotto fra la portata media oraria del carico idraulico (Q) e la concentrazione specifica del carico organico (S); in questo modo il numeratore del rapporto, che rappresenta il carico organico giornaliero, risulterà $24QS$; nello stesso modo si esprimerà la massa attiva dei microrganismi come prodotto fra la concentrazione del fango c_s e il volume della vasca di aerazione V ; in questo modo il denominatore del rapporto, che rappresenta la massa attiva dei microrganismi, diventa: $c_s V$. Prima di continuare bisogna però fare una precisazione, essenziale nel calcolo del comparto di aerazione, che riguarda la concentrazione del carico organico S . Per la progettazione di questo comparto non si deve usare la concentrazione del BOD con cui il liquame entra nell'impianto, bensì quella che viene rimossa con il processo di depurazione. Questo significa che il valore di S si ricava sottraendo dalla concentrazione effettiva o di progetto del carico organico la concentrazione del BOD che viene tollerata per legge allo scarico (si veda la tabella 2.3). Va altresì precisato che il BOD indicato in tabella è quello che ha validità in campo nazionale ma che tale limite, in presenza di documentate esigenze, può essere modificato con deroghe locali; è quindi necessario che il progettista si informi, prima di intraprendere qualunque progetto, circa i limiti di accettabilità vigenti nel luogo in cui deve sorgere l'impianto.

Fatta quest'importante precisazione, si sostituiscano nella (4.1) i termini descritti sopra e si ottenga la nuova espressione del fattore di carico organico F_C :

$$F_C = 24QS/(c_s V) \quad (4.2)$$

Sapendo che il tempo di ritenzione o di contatto τ è rappresentato dal rapporto V/Q (si veda la formula (3.24)), la (4.2) si può modificare nel seguente modo:

$$F_C = 24S/(c_s \tau)$$

Da quest'espressione, ricavando τ , si può ottenere:

$$\tau = 24S/(c_s F_c) \quad \text{h} \quad (4.3)$$

La (4.3) permette di mettere in relazione fra loro il tempo di ritenzione τ espresso in ore (h), la concentrazione del carico organico entrante S espressa in chilogrammi al metro cubo (kg/m^3), la concentrazione del fango c_s nella vasca di aerazione espressa anch'essa in kg/m^3 e il fattore di carico organico F_c espresso in $\text{kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Definito in questo modo, il tempo di ritenzione τ diventa finalmente il parametro col quale si può dimensionare il volume della vasca di aerazione:

$$V = Q_{24}\tau \quad \text{m}^3 \quad (4.4)$$

La portata idraulica Q_{24} è la portata media oraria del tempo secco espressa in m^3/h mentre il tempo di ritenzione τ è evidentemente quello rappresentato dalla (4.3).

Si faccia attenzione al fatto che la concentrazione del carico organico entrante S , che figura nella (4.3) e che si ricava con i procedimenti descritti a partire dal paragrafo 2.2.4, è valida per tutti gli impianti a fanghi attivi a eccezione di quelli che sono dotati di sedimentazione primaria per i quali bisogna ridurre il carico organico entrante (S) del 25÷30% come chiaramente spiegato nel paragrafo 3.5.1.

4.2.4. Verifiche

Prima di procedere al progetto definitivo della vasca di aerazione conviene eseguire sempre una verifica per stabilire se i tre termini che caratterizzano la (4.3) sono in linea con gli standard internazionali.

Si comincerà con il carico organico F_c e la concentrazione del fango c_s , parametri per i quali esiste una grandezza che li accomuna, il cosiddetto *carico organico volumetrico* F_v che per definizione è rappresentato dal prodotto:

$$F_v = F_c c_s \quad (4.5)$$

Le dimensioni del nuovo parametro si ottengono moltiplicando le dimensioni di F_c per quelle di c_s :

$$F_v = [\text{kgBOD}_5/(\text{kgSS} \cdot \text{d})] \cdot \text{kgSS}/\text{m}^3 = \text{kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$$

Tenendo conto dell'unità di misura appena trovata, si può definire il carico volumetrico F_v come il carico specifico di sostanze organiche biodegradabili che viene trattato giornalmente nella vasca di aerazione.

La definizione di questo nuovo parametro permette di semplificare l'espressione del tempo di ritenzione (4.3) nel modo seguente:

$$\tau = 24S/F_v \quad (4.6)$$

L'utilità di questo nuovo parametro dipende dal fatto che di esso esistono un'infinità di dati sperimentali sui quali la maggioranza dei tecnici internazionali concorda; qui sotto verranno riassunti questi dati distinguendoli fra impianti con sedimentazione primaria e impianti senza sedimentazione primaria:

- impianti con sedimentazione primaria:
 - a basso carico $F_V = 0,50 \div 1,00 \text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$;
 - a medio carico $F_V = 1,00 \div 1,75 \text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$;
 - convenzionali e ad alto carico $F_V = 1,75 \div 3,00 \text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.
- impianti senza sedimentazione primaria:
 - ad aerazione prolungata $F_V = 0,15 \div 0,75 \text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$;
 - a basso carico $F_V = 0,75 \div 1,50 \text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$;
 - a medio carico $F_V = 1,50 \div 2,00 \text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

Vista la grande diffusione raggiunta dagli impianti ad aerazione prolungata e la notevole estensione che ha il campo di validità a loro attribuito, molte normative precisano che, nei limiti del possibile, conviene operare preferibilmente col fattore di carico volumetrico $F_V = 0,25 \div 0,50 \text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$; i limiti di questo campo ritenuto ottimale sono stati ottenuti fissando per il coefficiente di carico organico F_C i valori $0,05 \div 0,1 \text{ kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$ e per la concentrazione del fango c_S il valore di $5 \text{ kgSS}/\text{m}^3$.

L'altro termine della (4.3) che conviene verificare prima di procedere al dimensionamento definitivo della vasca di aerazione è il tempo di ritenzione τ ; tutte le principali normative prescrivono che esso sia sempre compreso fra le 4 e le 24 ore, prevedendo che i valori più bassi si debbano attribuire agli impianti convenzionali e ad alto carico provvisti di sedimentazione primaria, mentre i valori più alti si debbano attribuire agli impianti senza sedimentazione primaria e a quelli ad aerazione prolungata.

Nel seguito verranno descritti con alcuni esempi pratici come vanno usati i parametri fin qui illustrati quando si progetta la vasca di aerazione.

ESEMPIO N. 7

Dimensionamento della vasca di aerazione dell'impianto previsto nell'esempio n. 1; l'impianto riguarda i reflui di acqua nera di un centro urbano di 42.000 residenti ed è a fanghi attivi di tipo convenzionale provvisto di sedimentazione primaria. I dati di progetto a disposizione sono:

- n. abitanti = 42.000
- portata media oraria $Q_{24} = 482 \text{ m}^3/\text{h}$
- concentrazione del carico organico entrante $\text{BOD}_5 = 217,8 \text{ mg/l}$.

Per dimensionare la vasca di aerazione ci si serve della (4.4): $V = Q_{24}\tau$.

La portata Q_{24} è nota perché è un dato di progetto, il tempo di ritenzione τ deve essere invece calcolato; per farlo ci si serve della (4.6), ricordando però che il carico volumetrico F_V deriva dall'espressione (4.5).

Si definisca il valore dei singoli termini della (4.6), S , F_C , c_S .

Si cominci con S , la concentrazione del carico organico entrante. Il BOD_5 di progetto è $217,8 \text{ mg/l}$; poiché l'impianto è dotato di sedimentazione primaria bisogna ridurre in via preliminare questo valore del $25 \div 30\%$; scegliendo di ridurlo del 25% si ottiene:

$$S = 217,8 \cdot 0,75 = 163,35 \text{ mg/l}$$

Togliendo da questo dato la concentrazione tollerata allo scarico di 40 mg/l come indicato in tabella 2.3, si ottiene la concentrazione del BOD che deve essere rimossa con l'aerazione:

$$S = 163,35 - 40 = 123,35 \text{ mg/l}$$

Poiché la concentrazione dei solidi sospesi (c_s) è espressa in kg/m^3 , anche la concentrazione del carico organico entrante deve essere espressa in kg/m^3 e quindi il dato va diviso per 1000, o meglio va moltiplicato per 10^{-3} ; si ottiene pertanto:

$$S = 123,35 \cdot 10^{-3} = 0,1233 \text{ kg/m}^3$$

Analizzando il valore della concentrazione del carico organico entrante si è indotti a definire l'impianto a basso carico.

Per quanto riguarda i parametri F_c e c_s , fattore di carico organico e concentrazione del fango in vasca, essi vanno definiti insieme perché il loro prodotto concorre a formare il carico volumetrico F_v . Trattandosi di un impianto a basso carico dotato di sedimentazione primaria si fissino i valori minimi consentiti e quindi: $F_c = 0,15 \text{ kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$ e $c_s = 3,5 \text{ kgSS/m}^3$. In questo modo il carico volumetrico diventa:

$$F_v = 0,15 \cdot 3,5 = 0,525 \text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$$

Questo valore rientra nei limiti fissati per F_v e quindi si può passare al calcolo del tempo di ritenzione τ usando la (4.6):

$$\tau = 24S/F_v = 24 \cdot 0,1233/0,525 = 5,64 \text{ h}$$

Anche il valore del tempo di ritenzione rientra negli standard internazionali consigliati per cui, a questo punto, si può passare al calcolo del volume della vasca (o delle vasche) di aerazione con la (4.4):

$$V = Q_{24}\tau = 482 \cdot 5,64 = 2718,48 \approx 2720 \text{ m}^3$$

Per specifiche esigenze di elasticità di funzionamento, il comparto di aerazione può essere formato da 2, 3 o anche 4 vasche; nel seguito si riportano le loro dimensioni nelle tre diverse alternative.

- alternativa 1: n. 2 vasche rettangolari uguali con rapporto dei lati 1 a 2.

$$2720/2 \approx 1360 \text{ m}^3$$

Ipotizzando che la profondità dell'acqua sia di 3,6 m la superficie di ogni vasca avrà l'area:

$$A = 1360/3,6 = 377,77 \approx 378 \text{ m}^2$$

Stabilendo di indicare con a il lato corto e con $b = 2a$ il lato lungo, si ottiene:

$$a = (378/2)^{1/2} = 13,75 \text{ m}$$

$$b = 13,75 \cdot 2 = 27,50 \text{ m}$$

- alternativa 2: n. 3 vasche rettangolari uguali.

5. Ciclo del fango

5.1. Introduzione

I trattamenti di 1° e di 2° stadio fin qui visti hanno messo in evidenza che il processo di depurazione dei liquami domestici consiste in definitiva nella separazione di un aggregato, che ha una consistenza semisolida e che viene chiamato *fango* (vedere paragrafo 2.1 a proposito del fango), dal liquido che lo tiene in sospensione. I trattamenti di 2° stadio hanno poi precisato che il fango non è una massa inerte bensì una biomassa molto attiva che, in particolari condizioni ambientali, si sviluppa in maniera esponenziale tanto da rendere necessario l'allontanamento dal ciclo di quella frazione di fango che risulta in eccesso, frazione che per questo è detta *fango di supero*. Non solo; i trattamenti di 2° stadio hanno anche evidenziato che il fango di supero non è materiale che si possa allontanare con facilità perché, essendo sede di colonie di microrganismi in parte patogeni, deve essere neutralizzato prima di essere smaltito.

È proprio la serie di trattamenti che è stata studiata e messa a punto per neutralizzare il fango che ha preso il nome di *ciclo del fango* e che costituisce l'oggetto del presente capitolo. Nel tempo il ciclo del fango è però divenuto molto molto complesso e articolato per cui è necessario schematizzarlo a fasi nel modo seguente:

- ispessimento
- stabilizzazione
- disidratazione
- incenerimento e compostaggio
- smaltimento.

Tuttavia, prima di affrontare questi argomenti, è necessario in via preliminare soffermarsi sul criterio di valutazione del fango di supero e sul significato che è opportuno attribuire alla definizione età del fango.

5.2. Fango di supero. Età del fango

Ribadita l'utilità di rivedere il paragrafo 2.1, nella parte dedicata al fango, si ricordi che si chiama *fango di supero* quell'eccesso di fango che viene prodotto dalle colonie di batteri aerobi e che conviene allontanare dal ciclo di trattamento per mantenere costante la concentrazione del fango nella massa aerata.

Il punto di prelievo del fango di supero di norma è il pozzo del ricircolo del fango; è

questo infatti il punto che più si presta dato che ci si può servire in modo programmato delle stesse pompe di ricircolo o per inviare il fango in testa all'impianto a mescolarsi con il fango della sedimentazione primaria (figura 5.1a) oppure direttamente in stabilizzazione (figura 5.1b) nel caso di impianti privi di sedimentazione primaria come sono, per esempio, quelli ad aerazione prolungata. Va però detto che in impianti dotati di sedimentazione primaria aventi dimensioni tali da giustificare un sistema di pompaggio autonomo, anche se il pozzo del ricircolo resta sempre il punto più pratico ed economico, il punto tecnicamente più indicato per il prelievo del fango di supero sembra essere la vasca di aerazione (figura 5.1c) soprattutto nel caso in cui il prelievo del fango avvenga in continuo. Si è infatti accertato che in questo modo è più facile controllare e mantenere costante la concentrazione c_s del fango nella massa aerata e che la miscelazione diretta dei fanghi secondari freschi¹ con i fanghi primari favorisce la flocculazione e di conseguenza rende più efficiente la sedimentazione.

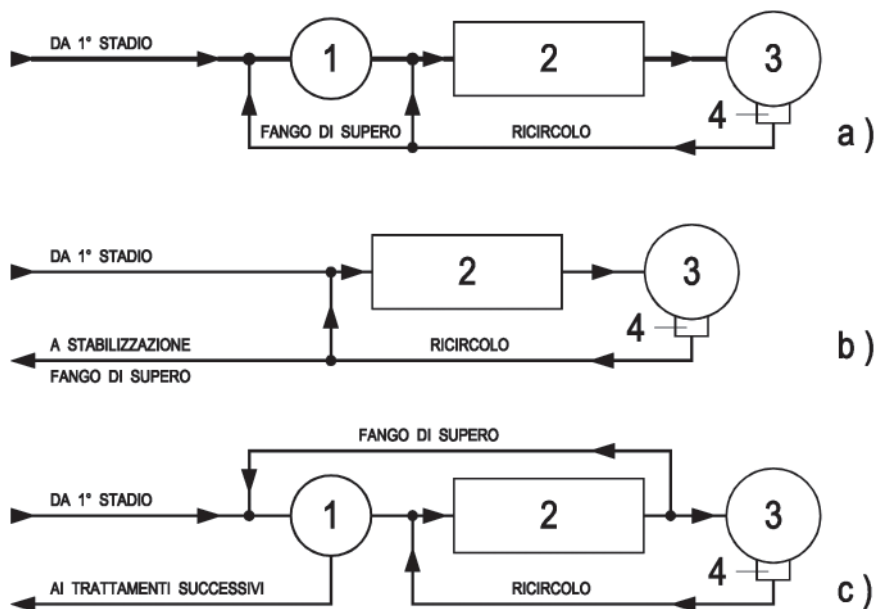


Figura 5.1. 1 – Sedimentazione primaria; 2 – aerazione; 3 – sedimentazione finale; 4) pozzo del fango

Detto del punto di prelievo del fango di supero, si aggiungerà ora qualcosa sulla frequenza di prelievo. In linea generale negli impianti ad alto carico, per lo più dotati di sedimentazione primaria, il prelievo si esegue di preferenza in continuo oppure a intervalli molto ravvicinati; negli impianti a basso carico e, in particolare in quelli ad aerazione prolungata, è consigliata invece l'estrazione del fango di supero a intervalli; in questi impianti infatti, poiché si opera nella fase di autossidazione ossia nella fase endogena (si veda il paragrafo 4.2 e la figura 4.1) in cui la crescita della biomassa è molto limitata,

¹ D'ora in poi verrà chiamato *fango secondario* quello che proviene dalla aerazione o dalla sedimentazione finale.

la concentrazione c_s del fango ha valori molto bassi per cui frequenti prelievi di fango renderebbero molto difficile mantenere costante questa concentrazione.

Una delle espressioni usate con maggior frequenza per il calcolo del fango di supero è la seguente:

$$X_s = 1/3 \cdot \text{TSS} + [a(24QS) - b(c_sV)] \quad (5.1)$$

I termini presenti in questa espressione sono i seguenti:

- X_s è il peso del fango di supero; si misura in kgSS/d;
- $1/3 \cdot \text{TSS}$ è la frazione inerte dei solidi sospesi; si misura in kgSS/d (per TSS vedere il paragrafo 2.1 a proposito dei solidi totali in sospensione);
- a è la costante cinetica; tiene conto della trasformazione per sintesi della frazione biodegradabile; mediamente vale 0,94 kgSS/kgBOD₅;
- $24QS$ è il carico organico rimosso ogni giorno nel comparto di aerazione; si misura in kgBOD₅/d;
- b è il coefficiente di autossidazione o di trasformazione endogena; mediamente assume valori compresi fra 0,035 e 0,090; si misura in giorni alla meno uno (d⁻¹) ed è un coefficiente che varia in funzione della temperatura in ragione diretta: a 10 °C vale 0,035; a 15 °C vale 0,040; a 20 °C vale 0,056; a 25 °C vale 0,075; a 30 °C vale 0,090;
- c_sV è la biomassa attiva presente nella vasca di aerazione; è il prodotto fra la concentrazione del fango nella massa aerata (c_s) e il volume della vasca di aerazione (V) (vedere paragrafo 4.2.3); si misura in kgSS.

Osservando la (5.1) si può concludere che il peso del fango di supero è il risultato della somma della frazione inerte dei solidi sospesi ($1/3 \cdot \text{TSS}$) più la frazione dovuta al processo di sintesi detto anche fase metabolica del carico organico (si veda il paragrafo 4.2.5 a proposito del metabolismo); questa frazione dovuta al metabolismo dei microrganismi aerobi è, come si vede, il risultato di due operazioni opposte: la prima è quella anabolica o di costruzione di nuove cellule [$a(24QS)$] mentre la seconda è quella catabolica o di demolizione operata dai microrganismi a spese del materiale organico di riserva [$b(c_sV)$]; in una parola è un'operazione che si può definire di "cannibalismo" messa in atto nella fase endogena dai microrganismi più resistenti a scapito di quelli più deboli per poter sopravvivere nei momenti in cui il cibo disponibile è scarso.

Dal punto di vista pratico è comunque più utile conoscere la portata giornaliera Q_s del fango di supero piuttosto che il suo peso; essa si ottiene dal seguente rapporto:

$$Q_s = X_s / [\rho(1 - u)] \quad \text{m}^3/\text{d} \quad (5.2)$$

dove

ρ è la massa volumica del fango

u è la sua umidità percentuale.

Nei calcoli di progetto degli impianti a fanghi attivi per la massa volumica ρ dei fanghi secondari si adottano valori compresi fra 1005 e 1015 kg/m³ con questo criterio: 1005 è praticamente la massa volumica del fango negli impianti a schema classico con fango non ispessito ed età del fango di appena 1÷2 giorni; il valore di ρ cresce poi gradualmen-

te quando si passa dagli impianti ad alto carico agli impianti a medio e basso carico fino ad assumere il valore 1015 negli impianti ad aerazione prolungata.

Quando si tratta di fanghi primari si adotta invece il valore medio $\rho = 1020 \text{ kg/m}^3$.

L'umidità percentuale u del fango non ispessito varia mediamente fra il 99,2% ($u = 0,992$) e il 98,5% ($u = 0,985$); se si tratta invece di fango ispessito l'umidità percentuale varia fra il 98% ($u = 0,980$) e il 94% ($u = 0,940$).

La concentrazione del fango c può essere indicata come percentuale di sostanza secca o come percentuale dell'umidità u presente nel fango; nel primo caso si dice che nel fango c è una concentrazione di sostanza secca pari, per esempio, al 3% e si indica $c = 0,03$; nel secondo caso, per stare allo stesso esempio, si dice invece che nel fango c è una umidità pari al 97% e si indica $u = 0,97$; i due sistemi di indicazione sono legati fra loro dalla relazione

$$c = 1 - u \quad (5.3)$$

Infatti, usando i valori indicati come esempio, si verifica che $0,03 = 1 - 0,97$.

Si è definito *età del fango della massa aerata* il rapporto fra il peso del fango presente nella vasca di aerazione e il peso del fango di supero. Preso come unità di riferimento il giorno (d) e indicato con X il peso complessivo del fango nella vasca di aerazione e con X_s il peso del fango di supero si ottiene:

$$E_{OX} = X/X_s \quad d \quad (5.4)$$

Se si sostituisce al peso X di fango che soggiorna in aerazione il prodotto $c_s V$ (concentrazione del fango nella massa aerata per il volume della vasca di aerazione) e al peso X_s del fango di supero il prodotto $c_{SR} Q_s$ (concentrazione del fango di ricircolo per la portata del fango di supero), l'espressione (5.4) assume la seguente forma:

$$E_{OX} = c_s V / c_{SR} Q_s \quad d \quad (5.5)$$

La (5.5) è valida nel caso più generale e più frequente in cui si estrae il fango di supero dal ricircolo; nel caso particolare in cui il punto di prelievo del fango di supero è la vasca di aerazione è evidente che a c_{SR} si deve sostituire c_s e quindi la (5.5) si semplifica e diventa:

$$E_{OX} = V/Q_s \quad d \quad (5.6)$$

Quest'ultima espressione aiuta a comprendere meglio il significato di *età del fango*; infatti dalla (5.6) si deduce che, in definitiva, con quest'espressione si intende il tempo di detenzione espresso in giorni della portata Q_s di fango all'interno della vasca di aerazione di volume V .

A questo punto è utile richiamare quanto detto al paragrafo 4.2.1 a proposito della digestione tecnica del fango di supero. Negli impianti a fanghi attivi è possibile raggiungere la digestione tecnica solamente negli impianti a basso carico e ad aerazione prolungata perché in questi impianti, a causa del basso carico organico F_c che è normalmente compreso fra 0,03 e 0,15 $\text{kgBOD}_5/(\text{kgSSMA} \cdot \text{d})$, l'età del fango in aerazione raggiunge sempre valori elevati tanto che, in condizioni di temperatura comprese fra i 12 e i 15 °C, può anche arrivare al limite dei 25÷30 giorni prescritti per ottenere la digestione tecnica

(vedere nel seguito, il paragrafo 5.4). Si ricordi a ogni modo che negli impianti ad aerazione prolungata è bene che l'età del fango E_{ox} sia sempre superiore ai 10÷12 giorni.

ESEMPIO N. 16

Calcolare la produzione giornaliera di fango di supero nell'impianto ad aerazione prolungata dell'esempio n. 8; determinare anche l'età del fango.

Per effettuare il calcolo del fango di supero si applica la (5.1):

$$X_s = 1/3 \cdot TSS + [a(24QS) - b(c_s V)]$$

Dall'esempio n. 8 si ricavano i seguenti dati:

$Q = 52,5 \text{ m}^3/\text{h}$ carico idraulico orario

$S = 198 \text{ mg/l} = 0,198 \text{ kg/m}^3$ concentrazione del BOD rimosso in aerazione

$c_s = 5 \text{ kgSS/m}^3$ concentrazione del fango nella massa aerata

$V = 625 \text{ m}^3$ volume della vasca di aerazione.

Per definire il valore del dato mancante relativo ai solidi sospesi (TSS) si opera nel modo indicato nel paragrafo 2.2.4.1; si fissa l'apporto pro-capite che, mediamente, è di $90 \text{ g/ab} \cdot \text{d} = 0,09 \text{ kgTSS/ab} \cdot \text{d}$ e lo si moltiplica per il numero di abitanti che, come si rileva dall'esempio n. 8, è 5000; dal prodotto si ottiene che il carico giornaliero dei TSS è:

$$5000 \cdot 0,09 = 450 \text{ kgTSS/d}$$

Noti tutti i valori si applica la (5.1) ipotizzando che la temperatura media più sfavorevole sia di $15 \text{ }^\circ\text{C}$ e quindi che il coefficiente di autossidazione b valga $0,04 \text{ d}^{-1}$:

$$X_s = 1/3 \cdot 450 + [0,94(24 \cdot 52,5 \cdot 0,198) - 0,04(5 \cdot 625)] = 259,51 \approx 260 \text{ kgSS/d}$$

La portata giornaliera del fango di supero si ottiene applicando la (5.2):

$$Q_s = X_s / [\rho(1 - u)]$$

Posta l'umidità del fango $u = 0,992$, il che significa ritenere che la concentrazione della sostanza secca nel fango è del 0,8%, e fissata la massa volumica del fango $\rho = 1015 \text{ kg/m}^3$ si ottiene:

$$Q_s = 260 / [1015(1 - 0,992)] \approx 32,0 \text{ m}^3/\text{d}$$

Per il calcolo dell'età del fango si usa la (5.5); ipotizzando di estrarre il fango di supero dal ricircolo e fissata la concentrazione dei solidi sospesi nel ricircolo $c_{SR} = 8,33 \text{ kgSS/m}^3$ (esempio n. 12) si ottiene:

$$E_{ox} = 5 \cdot 625 / (8,33 \cdot 32) = 11,72 \text{ d}$$

ESEMPIO N. 17

Calcolare la portata giornaliera del fango di supero dell'esempio n. 1 relativo a un impianto che serve un centro urbano di 42.000 residenti; come si rileva dall'esempio citato

la fognatura è di sola acqua nera e, come indicato nell'esempio n. 7 che integra e completa il n. 1, è un impianto convenzionale a basso carico provvisto di sedimentazione primaria; determinare anche l'età del fango di supero.

Prima di procedere al calcolo della portata del fango di supero si precisa che in questo esempio si fa l'ipotesi che il fango di supero sia dovuto solamente al fango secondario in quanto si suppone che il fango primario e quello secondario vengano avviati alla digestione separatamente.

Per calcolare il fango di supero si applichi, come fatto in precedenza, la (5.1):

$$X_s = 1/3 \cdot \text{TSS} + [a(24QS) - b(c_s V)]$$

Dall'esempio n. 1 si desumono i seguenti dati:

- TSS (carico giornaliero della sostanza solida entrante) = 3780 kgTSS/d; in questo caso il dato va ridotto in funzione di quanto detto nel paragrafo 3.5.1 in quanto la sedimentazione primaria toglie dal ciclo biologico fino a circa il 60% dei solidi totali e quindi nel biologico arriva solamente il 40% (= 0,4) dei TSS; la sostanza inerte risulta pertanto: $1/3 \cdot (0,4 \cdot 3780) = 237,33 \approx 238$ kgTSS/d;
- Q (portata media oraria) = 482 m³/h.

Gli altri dati utili si desumono dall'esempio n. 7:

- S (concentrazione del carico organico rimosso nel biologico) = 123,35 mg/l = 0,12335 kg/m³;
- c_s (concentrazione del fango nella massa aerata) = 3,5 kgSS/m³;
- V (volume della vasca di aerazione) = 2720 m³.

Noti tutti i dati si può applicare la (5.1) per ottenere il valore della produzione giornaliera del fango di supero supponendo che la temperatura media più sfavorevole sia, per esempio, di 12 °C:

$$X_s = 238 + [0,945(24 \cdot 482 \cdot 0,12335) - 0,035(3,5 \cdot 2720)] = 1253,23 \approx 1254 \text{ kgSS/d}$$

Fatta l'ipotesi che il valore della massa volumica sia $\rho = 1008$ kg/m³ e che l'umidità del fango sia $u = 0,992$, la portata del fango di supero risulta:

$$Q_s = 1254/[1008(1 - 0,992)] = 155,50 \approx 156 \text{ m}^3/\text{d}$$

L'età del fango si ricava dalla (5.5); preso nota che la concentrazione del fango di ricircolo (esempio n. 11) vale $c_{SR} = 7$ kgSS/m³, si ottiene:

$$E_{OX} = 3,5 \cdot 2720/(7 \cdot 156) = 8,71 \text{ d}$$

ESEMPIO N. 18

Si richiede la portata giornaliera del fango di supero sempre dell'esempio n. 1 però nell'ipotesi, diversa dalla precedente, che il fango di supero venga prelevato direttamente dalla vasca di aerazione e che perciò risulti miscelato con il fango primario.

Il calcolo del fango di supero si esegue sempre applicando la (5.1) però attribuendo ai diversi termini i seguenti valori:

- $1/3 \text{ TSS} = 1/3 \cdot 3780 = 1260 \text{ kgTSS/d}$;
- $Q = 482 \text{ m}^3/\text{h}$; per valutare il dato relativo al carico organico rimosso in aerazione S , si parte dal valore del carico organico entrante che, come si desume dall'esempio n. 7, vale $217,8 \text{ mg/l}$; tolto da questo il valore del carico organico tollerato allo scarico che, dalla tabella 2.3, si sa essere di 40 mg/l , si arriva a valutare il valore del carico organico rimosso:

$$S = 217,8 - 40 = 177,8 \text{ mg/l} = 0,1778 \text{ kg/m}^3$$

- $c_s = 3,5 \text{ kgSS/m}^3$;
- $V = 2720 \text{ m}^3$.

La produzione giornaliera di fango misto primario + secondario risulta pertanto:

$$X_S = 1260 + [0,945(24 \cdot 482 \cdot 0,1778) - 0,035(3,5 \cdot 2720)] = 2870,46 \approx 2870 \text{ kgSS/d}$$

Per passare dalla valutazione del peso alla valutazione della portata del fango di supero si ipotizza che la sostanza secca abbia una concentrazione dello 1,5%, il che significa supporre che l'umidità del fango è $u = 98,5\% = 0,985$, e che la massa volumica vale $\rho = 1008 \text{ kg/m}^3$; la portata giornaliera del fango risulta quindi:

$$Q_s = 2870/[1008(1 - 0,985)] = 189,81 \approx 190 \text{ m}^3/\text{d}$$

Per il calcolo dell'età del fango in questo caso si usa la (5.6) dato che il fango viene prelevato direttamente dalla vasca di aerazione e pertanto:

$$E_{OX} = 2720/190 = 14,31 \approx 14,4 \text{ d}$$

5.3. Ispessimento

Si chiama *ispessimento* il processo mediante il quale si realizza un aumento della concentrazione della fase solida all'interno di una soluzione; in questo caso l'ispessimento viene utilizzato principalmente per ottenere la riduzione del tenore di acqua, in altre parole dell'umidità u all'interno del fango con lo scopo di ridurne il volume rendendo così più facili i trattamenti previsti a valle. Il processo di ispessimento si realizza in vasche o in recipienti particolari chiamati *ispessitori*.

Per comprendere quale importanza abbia l'ispessimento di un fango e quali vantaggi porti la riduzione della sua umidità u si farà un esempio premettendo però questa definizione: la concentrazione c di un solido, ossia della sostanza secca, all'interno di un campione F di fango si ottiene dal rapporto fra il peso P del solido e il peso del fango:

$$c = P/F \quad \text{numero puro} \quad (5.7)$$

Si trasformi l'espressione (5.7) ricordando che il peso di un campione di fango F si può esprimere come prodotto della sua massa volumica ρ per il suo volume V e che la concentrazione c si può esprimere in forma percentuale mettendola in relazione con l'umidità u del fango (si veda la formula (5.3)):

$$(100 - u) = P/(\rho V) \quad \text{o anche} \quad (100 - u) \cdot (\rho V) = P \quad (5.8)$$

Si supponga ora di confrontare fra loro due campioni che contengono lo stesso peso di sostanza secca ma che hanno umidità u diverse e quindi concentrazioni c diverse; indicando il campione meno concentrato con l'indice 1 e quello più concentrato, e perciò più ispessito, con l'indice 2 si ottiene:

$$(100 - u_1) \cdot (\rho V_1) = P \quad (5.9)$$

$$(100 - u_2) \cdot (\rho V_2) = P$$

Uguagliando le due espressioni si ha:

$$(100 - u_1) \cdot (\rho V_1) = (100 - u_2) \cdot (\rho V_2) \quad (5.10)$$

Semplificando e mettendo in evidenza i volumi dei due campioni si ottiene:

$$V_1/V_2 = (100 - u_2)/(100 - u_1) \quad (5.11)$$

Appare evidente da questa espressione che i volumi dei due campioni sono inversamente proporzionali alle loro concentrazioni. Per dare corpo a quest'osservazione si attribuisce per esempio al campione 1 il grado di umidità $u_1 = 98\%$ e al campione 2 il grado di umidità $u_2 = 96\%$; in una parola, il campione 2 è più ispessito del campione 1. Si immettono i valori fissati nella (5.11) e si ottiene:

$$V_1/V_2 = (100 - 96)/(100 - 98) = 4/2 = 2$$

Il significato di questo risultato dimostra con chiarezza che mediante l'ispessimento è possibile ottenere una significativa riduzione di volume; prova ne sia che, servendosi dell'esempio appena fatto, è sufficiente un ispessimento di appena il 2% per ottenere una riduzione di volume del 50%. È dunque la riduzione di volume il vero motivo per cui si pratica l'ispessimento del fango; i vantaggi sono infatti molteplici perché è possibile economizzare nelle dimensioni delle opere destinate ai trattamenti successivi, nei reagenti chimici necessari per le disinfezioni, nelle apparecchiature destinate al contenimento e alla movimentazione dei fanghi, nei mezzi di trasporto qualora si preveda di smaltire il fango allo stato liquido spandendolo sul terreno.

Gli ispessitori sono di tre tipi: a gravità, per flottazione e per centrifugazione.

5.3.1. Ispessitori a gravità

Gli ispessitori a gravità sono gli ispessitori più tradizionali e più usati. Essi funzionano come i sedimentatori nel senso che seguono le stesse leggi della sedimentazione (paragrafo 3.5) e in particolare la legge di caduta dei solidi all'interno di un fluido enunciata da Stokes; negli ispessitori però, a differenza dei sedimentatori dove la dimensione e la densità dei corpi solidi è variabilissima, i corpi solidi sono costituiti da fiocchi di fango ben formati e di dimensioni abbastanza uniformi aventi concentrazioni in sostanza secca superiori ai 500 ppm ($> 500 \text{ mg/l}$) e quindi tali da assumere traiettorie di caduta lineari in grado di eliminare ogni interferenza fra fiocco e fiocco durante la sedimentazione. Solamente in prossimità del fondo vasca, quando aumenta la concentrazione della sostanza solida a causa della diminuita velocità di caduta, i fiocchi di fango si accumulano e si

comprimono fra loro determinando l'espulsione di parte dell'acqua che è imprigionata in grande quantità al loro interno (circa il 70% della umidità complessiva u). L'acqua che si libera, attraverso canalicoli particolari che si formano nella massa di fango che sedimenta, crea un moto ascensionale che la porta a galleggiare in superficie creando uno strato di liquido pressoché esente da corpi solidi detto *surnatante*.

L'uso prevalente che si fa dell'ispessitore a gravità negli impianti a fanghi attivi è quello mediante il quale si tende a ridurre il volume del fango eliminando parte della sua umidità. Per il suo dimensionamento si usano solitamente questi parametri:

- tempo di ritenzione; serve per calcolare il volume V dell'ispessitore e mediamente corrisponde a 2 giorni della portata di supero;
- carico superficiale; serve per calcolare l'area della superficie liquida A e assume valori diversi in funzione dei tipi di fango e dei tipi di impianto:
 - per i fanghi primari il limite massimo è fissato a 150 kgSS/m²;
 - per i fanghi secondari freschi provenienti direttamente dalla sedimentazione finale e soggetti a ispessimento prima di altri trattamenti il limite massimo è fissato a 40 kgSS/m²;
 - per i fanghi misti (primari + secondari) dovuti a impianti privi di primaria il limite massimo è fissato a 90 kgSS/m²;
- altezza liquida; qualunque sia la forma dell'ispessitore si consiglia che l'altezza liquida sia sempre compresa fra i 3 e i 5 m.

Da queste indicazioni sui parametri da usare per il dimensionamento degli ispessitori a gravità si deduce che, per ottenere il valore del volume V , è sufficiente moltiplicare per 2 la portata Q_s calcolata con la (5.2), se non fosse che risulta assai difficile definire in modo univoco la massa volumica ρ essendo questo parametro legato a due variabili: la concentrazione della sostanza secca e la qualità variabilissima dei materiali solidi, inerti e organici, che la compongono.

In questo caso, pur con l'approssimazione che comporta, per calcolare la portata Q_s conviene usare l'espressione più semplice:

$$Q_s = X_s/c \quad \text{m}^3/\text{h} \quad (5.12)$$

In essa c è la concentrazione del fango di supero che, come visto nel paragrafo 5.2, a volte coincide con la concentrazione c_s della massa aerata e a volte con la concentrazione c_{SR} del ricircolo.

Per dimostrare quanto modesto sia l'errore che si commette usando la (5.12) anziché la (5.2) si faccia la seguente ipotesi: il peso del fango di supero prodotto giornalmente è $X_s = 100$ kgSS/d mentre la massa volumica del fango valutata sperimentalmente è $\rho = 1006$ kg/m³ e la sua umidità $u = 99,2\% = 0,992$ o anche, usando la (5.3), $c = 1 - u = 1 - 0,992 = 0,008$; quest'ultimo valore significa che la concentrazione c è dell'8 per mille e quindi che vale $c = 8$ ppm = 8 kgSS/m³.

Sostituendo gli stessi valori nelle due relazioni proposte si ottiene, con la (5.2):

$$Q_s = X_s/[\rho(1 - u)] = 100/[1006 \cdot (1 - 0,992)] = 12,42 \text{ m}^3/\text{d}$$

Con la (5.12) si ottiene:

$$Q_s = X_s/c = 100/8 = 12,5 \text{ m}^3/\text{d}$$

Con gli ispessitori a gravità il grado di ispessimento che si può raggiungere e, in conseguenza, la riduzione dell'umidità e del volume del fango che si può ottenere è il seguente:

- il fango primario, che in origine ha una concentrazione in secco del 2,5÷4,0% (= 25÷40 kgSS/m³), con l'ispessimento può raggiungere concentrazioni del 5÷10% (= 50÷100 kgSS/m³); questo significa anche che il fango primario può subire con l'ispessimento una riduzione di volume variabile fra il 35 e il 70%;
- il fango secondario proveniente da impianti privi di sedimentazione primaria, come gli impianti ad aerazione prolungata per esempio, e che in origine ha una concentrazione in secco del 0,8÷1,5% (= 8÷15 kgSS/m³), con l'ispessimento può raggiungere concentrazioni del 2÷3% (= 20÷30 kgSS/m³); questo significa che anche il fango secondario può subire con l'ispessimento una riduzione di volume del 30÷70%;
- il fango misto (primario + secondario), che in origine ha una concentrazione in sostanza secca del 1,5÷4% (= 15÷40 kgSS/m³), con l'ispessimento può raggiungere concentrazioni del 3÷8% (= 30÷80 kgSS/m³) e quindi riduzioni di volume del 30÷70%.

Come detto, il dimensionamento normale del volume V di un ispessitore a gravità è:

$$V = 2Q_s \text{ m}^3 \quad (5.13)$$

Questo finché la funzione dell'ispessitore è solamente quella di riduzione della umidità u del fango; nel caso meno frequente in cui la funzione dell'ispessitore sia anche quella di polmone di accumulo del fango (caso che si verifica comunque in impianti di piccola dimensione che possono essere o a schema semplificato o ad aerazione prolungata nei quali si raggiunge un buon grado di stabilizzazione già in aerazione), i tempi di ritenzione all'interno dell'ispessitore possono raggiungere e superare i 10 giorni; in questo caso però bisogna mettere in conto che per età del fango inferiori ai 15÷18 giorni si possono innescare processi spontanei di denitrificazione che liberano bollicine di azotogas dando luogo all'indesiderato fenomeno di *rising* descritto nel paragrafo 4.4 e anche a sgraditi cattivi odori.

Gli ispessitori a gravità possono essere o di tipo statico o di tipo meccanizzato. Gli ispessitori a gravità di tipo statico si usano soprattutto nei piccoli impianti dove solitamente, essendo inseriti in impianti compatti, assumono la forma a pianta quadrata; è tuttavia comune anche la forma a pianta circolare là dove l'ispessitore svolge anche la funzione di accumulo. In figura 5.2 è rappresentato un ispessitore statico a pianta quadrata in cui è evidenziata la notevole pendenza del fondo, sempre compresa fra i 30° e i 40° rispetto alla verticale, visto che si deve favorire lo scorrimento e l'addensamento del fango; questi ispessitori vengono costruiti normalmente fuori terra per rendere possibile sia lo scarico per gravità del fango direttamente sui letti di essiccamento sia il carico dello stesso sulle autobotti adibite al periodico trasporto nelle discariche controllate. L'alimentazione del fango è discontinua e avviene mediante pompa attraverso la tubazione aerea 1; il fango giunge al centro dell'ispessitore dove il cilindro deflettore 2 impedisce che l'immissione del fango disturbi il processo di sedimentazione.

All'interno dell'ispessitore si formano due zone ben distinte: quella superiore A detta *zona del surnatante* e quella inferiore B che è la zona del fango; le due zone sono divise

da una netta interfaccia orizzontale. Prima di estrarre il fango dal fondo dell'ispessitore mediante la tubazione 3 si estrae il surnatante di norma mediante una valvola telescopica (4) che opera fra i due livelli L_{\max} e L_{\min} ; il surnatante viene rispedito in testa all'impianto e ritorna in ciclo mentre il fango viene avviato allo smaltimento.

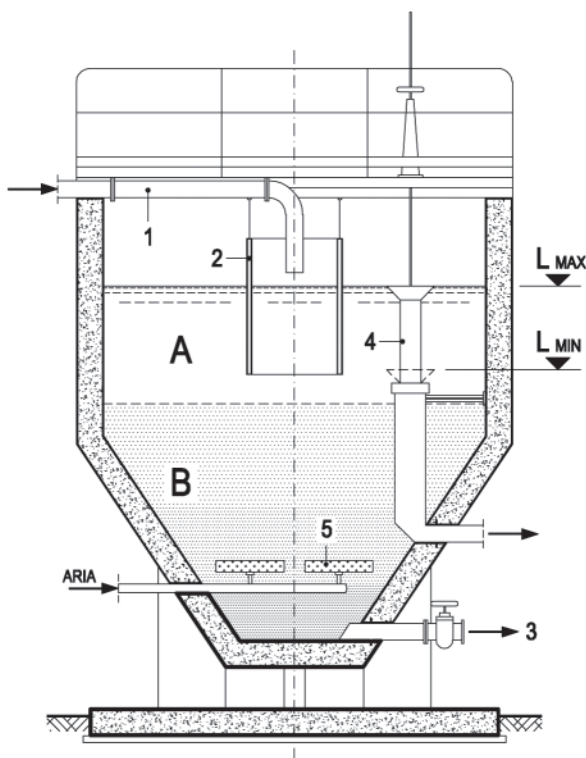


Figura 5.2

Nei casi in cui gli ispessitori statici funzionano anche da accumulo del fango, per evitare che i fanghi solo parzialmente stabilizzati inneschino processi anaerobici con conseguente emanazione di cattivi odori, si è soliti inserire nell'ispessitore anche un certo numero di diffusori di aria compressa (5).

Nel caso degli ispessitori a gravità meccanizzati la forma dell'ispessitore in pianta è normalmente quella circolare mentre in sezione si avvicina molto a quella dei sedimentatori (figura 5.3); le uniche differenze che distinguono l'ispessitore dal sedimentatore sono costituite dalla maggiore altezza liquida che, come detto, negli ispessitori può raggiungere i 5 metri, e dall'elevata pendenza del fondo che negli ispessitori meccanizzati è sempre superiore a 1 su 5 ($\geq 12^\circ$).

L'alimentazione e lo scarico del fango avvengono generalmente in continuo perché gli ispessitori di tipo meccanizzato sono solitamente inseriti a monte dell'intero ciclo del fango in impianti di medio-grande dimensione. Anche in questi ispessitori l'alimentazione avviene al centro mediante la tubazione A e l'immissione è protetta dal cilindro deflettore B.

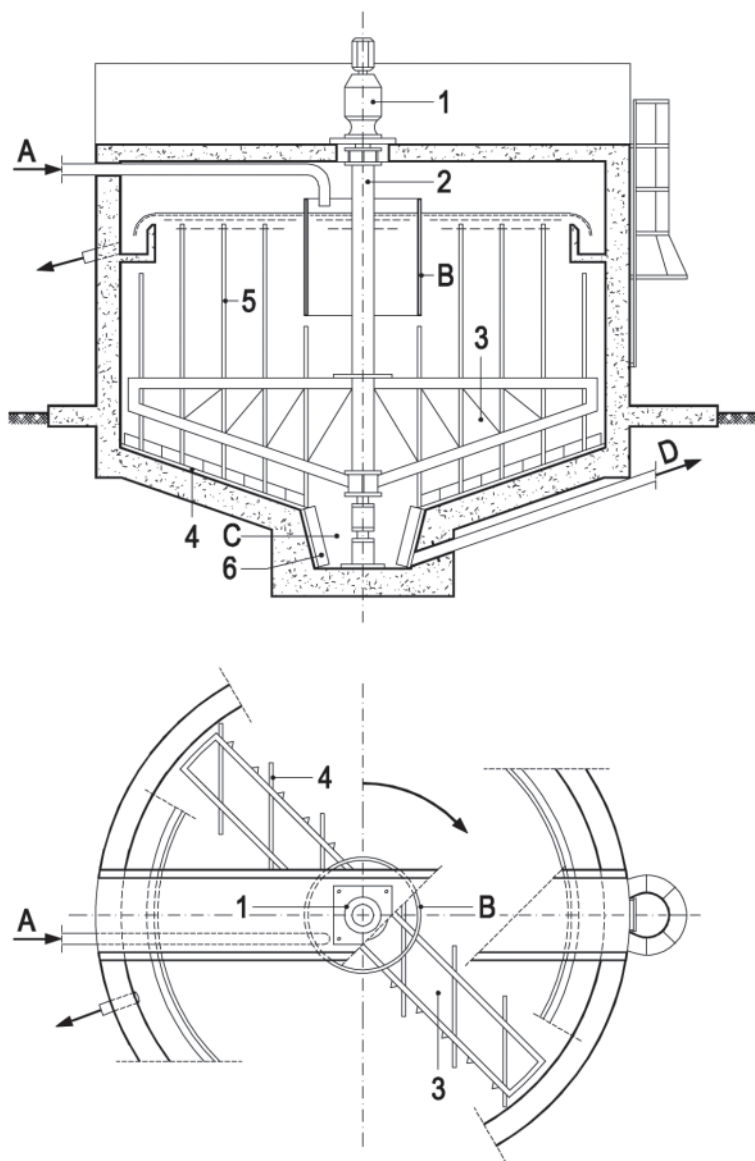


Figura 5.3

L'equipaggio raschiatore è sempre a motorizzazione centrale perché il momento della coppia necessaria in questi ispessitori è sempre notevole essendo notevole la densità del fango che l'equipaggio deve agitare e convogliare nel pozzetto di accumulo C. Le parti costituenti l'equipaggio raschiatore sono: un gruppo motoriduttore (1), preferibilmente di tipo epicicloidale, che imprime all'equipaggio una velocità di rotazione modesta dato che la velocità periferica è bene non superiori a $0,6\div 0,7$ m/min; un albero centrale (2) che trasmette la coppia impressa dal motoriduttore all'equipaggio raschiatore (il collega-

mento fra motoriduttore e albero conviene sia controllato da un limitatore di coppia perché, nell'eventualità di un possibile sovraccarico, è opportuno che il collegamento col motoriduttore venga immediatamente sciolto); l'armamento a doppio braccio (3) che funge da supporto delle lame raschianti (4) e dei picchetti (5) (le lame raschianti sono del tipo discontinuo, come appare dalla figura in pianta, mentre i picchetti sono costituiti da barre verticali a sezione triangolare; a essi spetta il compito di creare le canalizzazioni che facilitano la risalita in superficie sia dell'acqua che si è liberata per compressione dai fiocchi di fango sia dei gas prodotti da eventuali processi fermentativi); una serie di pale mescolatrici (6) che rimescolano il fango all'interno del pozzetto di raccolta per evitare che si creino dei tappi all'imbocco della tubazione di scarico (D).

5.3.2. *Ispessitori per flottazione*

Si chiama *flottazione* l'operazione che permette di separare un solido da un liquido di densità molto prossima a quella del solido provocandone, con mezzi diversi, il galleggiamento; nel caso in esame il solido è il fango tenuto in sospensione dall'acqua mentre il mezzo che ne determina il galleggiamento è l'aria compressa.

Servendosi della figura 5.4 verrà spiegato il funzionamento di un ispessitore per flottazione. Con una pompa centrifuga (P) di adeguata prevalenza si preleva una parte del surnatante che si è separato dal fango in ragione di circa il 15÷20% della portata media e, mediante la tubazione 1", lo si invia nel miscelatore (M). Il miscelatore è in pratica un eiettore a ugello Venturi che come fluido primario o motore sfrutta il surnatante e come fluido secondario aspira l'aria compressa prodotta dal compressore (C); il miscelatore funziona alla pressione di 4÷5 bar e, mentre la pressione è regolata e controllata dal pressostato PR, la portata dell'aria compressa è dosata fino alla saturazione dalla elettrovalvola tarata VT. La miscela acqua-aria, attraverso il diffusore (2), viene immessa all'interno dell'autoclave saturatore (S) che per 2/3 del suo volume contiene il surnatante saturo d'aria mentre per 1/3 contiene aria compressa; la stabilità dell'interfaccia dei due fluidi è controllata dal livellostato L. La funzione del saturatore è quella di perfezionare la saturazione del surnatante e di omogeneizzare la miscela acqua-aria; dette funzioni sono regolate dalla elettrovalvola VS e dallo scappamento temporizzato ST: l'elettrovalvola, comandata dal livellostato L, reintegra il volume e la pressione del cuscinio d'aria mentre lo scappamento temporizzato ST crea una sequenza ritmata di salti di pressione che rimescolano in continuo la miscela acqua-aria.

Completata l'operazione di saturazione la miscela viene immessa al centro del flottatore attraverso il condotto 3. Qui confluisce anche il fango fresco attraverso il condotto di alimentazione 4 per cui è al centro del flottatore che, protetto dal deflettore DF, avviene l'incontro fra i due flussi: la miscela pressurizzata viene immessa nel flottatore dal diffusore toroidale D mentre il fango viene diffuso dalle bocche 5. La valvola flash VF che alimenta il diffusore toroidale determina nel flusso della miscela pressurizzata un improvviso salto di pressione; infatti, mentre a monte della valvola la miscela si trova alla pressione di 4÷5 bar, a valle della stessa si trova alla pressione atmosferica e questo fa sì che, a causa del brusco salto di pressione, la concentrazione dell'aria all'interno della miscela acqua-aria risulti in eccesso e di conseguenza che aumenti la tensione

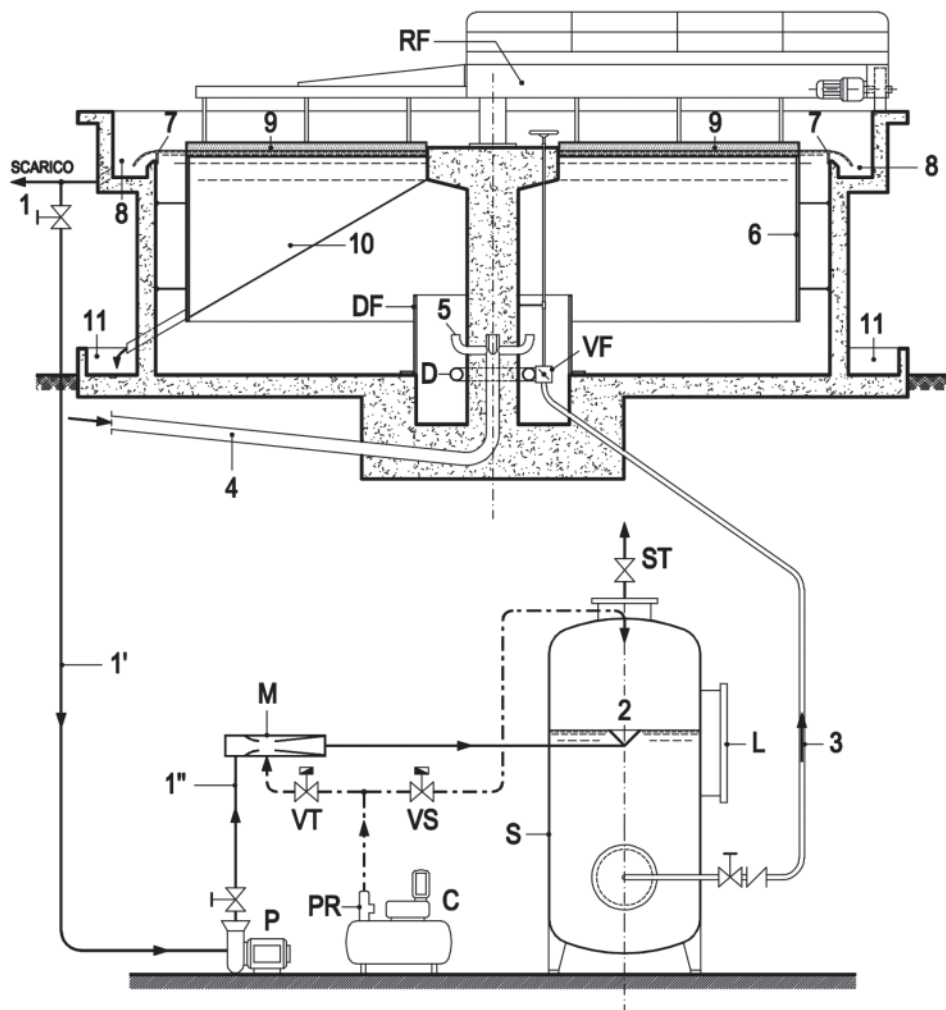


Figura 5.4

aria-liquido. La nuova condizione di equilibrio fa liberare istantaneamente dal liquido l'aria di sovrasaturazione sotto forma di minutissime bolle (circa $50 \mu\text{m}$ di diametro); queste vanno a impattare con il fango fresco che esce dalle bocche 5 e la pressione generata dall'impatto determina l'espulsione di parte dell'acqua contenuta nei fiocchi e, nei vuoti che si creano, la sostituzione dell'acqua con bolle d'aria; i fiocchi di fango, divenuti più leggeri e voluminosi, acquistano così la capacità di flottare e di accumularsi in superficie dove, per la spinta dinamica creata dalla corrente ascensionale, ispessiscono. Una gonna deflettrice (6) di notevole diametro separa le due zone; quella centrale più estesa in cui si verifica la flottazione del fango e quella periferica molto più ridotta in cui si verifica la risalita dell'acqua che si è liberata dal fango; come si può vedere in figura, l'altezza della gonna deflettrice è circa $4/5$ dell'altezza cilindrica del flottatore e questo

6. Trattamenti di 3° stadio

6.1. Introduzione

Non sempre i trattamenti di 1° stadio (capitolo 3) e di 2° stadio (capitolo 4) sono sufficienti a produrre da soli un effluente che possa essere immesso direttamente nel ricettore finale (fiumi, mare, laghi e lagune), o perché è ancora troppo ricco di nutrienti, in special modo azoto e fosforo, o perché sono ancora molto elevate le concentrazioni di BOD e di COD, o anche perché la sua torbidità è ancora eccessiva a causa di concentrazioni elevate di solidi sospesi sfuggiti attraverso gli sfiori della sedimentazione finale; per non parlare poi della necessità di intervenire sull'effluente quando si deve ridurre la carica batterica al fine di salvaguardare l'integrità del ricettore in quanto fonte primaria di approvvigionamento dell'acqua destinata alla potabilizzazione o quando si debbono abbattere eventuali composti tossici presenti nel liquame a causa di scarichi industriali misti a quelli domestici. Per tutti questi motivi da tempo, e oggi più che mai, si è reso necessario intervenire ulteriormente sull'effluente proveniente dal trattamento secondario da un lato per salvaguardare l'equilibrio biologico del ricettore e dall'altro per migliorare la qualità delle acque di scarico soprattutto se contribuiscono al ravvenamento della falda freatica o se sono riutilizzate in agricoltura o nell'industria.

I trattamenti che vengono eseguiti sull'effluente *secondario* per gli scopi appena elencati, stando a una terminologia prettamente angloamericana, sono stati definiti *terziari* o di 3° stadio e sono o di tipo biologico, o di tipo chimico-fisico o di tipo meccanico. Qui si darà spazio soprattutto ai trattamenti di tipo biologico dato che si sono dimostrati particolarmente efficaci ed economici proprio se applicati ai processi a fanghi attivi, ma si parlerà anche di alcuni trattamenti chimico-fisici e non si trascureranno i trattamenti meccanici di filtrazione e di superfiltrazione.

Si ricordi solamente che non compariranno in questo capitolo i trattamenti di disinfezione perché già illustrati nel capitolo 4 assieme ai trattamenti di 2° stadio (paragrafo 4.5).

6.2. Trattamenti biologici

I trattamenti biologici di 3° stadio costituiscono un metodo di depurazione dell'acqua che esce dalla sedimentazione finale abbastanza recente nato in modo specifico per limitare il fenomeno dell'eutrofizzazione (paragrafo 1.3); ne fanno parte la denitrificazione e la defosfatazione.

6.2.1. Denitrificazione biologica

Prima di descrivere il processo di denitrificazione biologica conviene riesaminare quanto detto a suo tempo a proposito della nitrificazione. Parlando di carico organico (BOD) si è detto che per *nitrificazione* si deve intendere l'ossidazione a nitrato della frazione organica azotata operata da batteri autotrofi aerobi (paragrafo 2.2.1); parlando di eutrofizzazione si è poi aggiunto che i nitrati e i fosfati sono i principali nutrienti delle piante in generale e delle alghe in particolare (capitolo 1); infine, parlando della richiesta di ossigeno da parte della frazione azotata si è messo in evidenza che la trasformazione biochimica dei prodotti ammoniacali avviene a spese dell'ossigeno disciolto nell'acqua (paragrafo 4.2.5).

Per evitare che la frammentarietà delle informazioni crei confusione conviene spendere qualche parola sul ciclo dell'azoto.

Nella prima fase, di produzione dell'ammoniaca, i composti organici provenienti dai residui morti di animali, vegetali e microrganismi nonché dai loro escrementi contengono azoto. Il primo stadio di trasformazione di questi composti è quello idrolitico compiuto da enzimi (il fenomeno è chiamato *autolisi*) e da batteri che frammentano le molecole proteiche complesse riducendole o in amminoacidi o in composti azotati semplici. Il secondo stadio di trasformazione avviene invece a opera di altri batteri aerobi che prima idrolizzano gli amminoacidi a urea (processo di deaminazione ossidativa) e successivamente la trasformano in ammoniaca e in anidride carbonica (ureasi batterica).

Nella seconda fase, di nitrificazione, il processo di ossidazione dell'ammoniaca si compie in due momenti distinti con l'intervento di batteri aerobi altamente specializzati: i *Nitrosomonas* e i *Nitrosococcus* che ossidano solamente l'ammoniaca trasformandola in nitrito con una reazione schematica del tipo: $\text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_2\text{OH} \rightarrow \text{NO}_2$; successivamente intervengono i *Nitrobacter* che ossidano solamente i nitriti trasformandoli in nitrati con una reazione schematica del tipo: $\text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3$.

Per compiere queste reazioni i batteri traggono il carbonio, l'idrogeno e l'ossigeno necessari per le loro sintesi dall'anidride carbonica e dall'acqua mentre l'energia necessaria per compiere questi processi endogeni viene loro fornita dalla ossidazione dell'ammoniaca o dei nitriti.

Da quanto precede si deduce che il carattere selettivo dei nitrobatteri rende la nitrificazione un processo lungo sia perché l'ossidazione dell'ammoniaca a nitrito e quella successiva dei nitriti a nitrati deve avvenire in sequenza sia perché la velocità di nitrificazione è molto ridotta essendo funzione di parametri come ossigeno disciolto, pH e soprattutto temperatura; i valori ottimali di questi tre parametri sono infatti molto condizionanti: l'ossigeno disciolto dovrebbe avere concentrazioni > 2 mg/l, il pH dovrebbe avere valori intorno a 7,2 e la temperatura dovrebbe essere sempre superiore ai 20 °C perché valori più bassi riducono enormemente la velocità di nitrificazione. Questo spiega perché gli impianti ad alto carico che lavorano con i fattori di carico organico F_C più alti (paragrafo 4.2.1), avendo tempi di ritenzione in aerazione limitati a pochi giorni, hanno effluenti non nitrificati o solo parzialmente nitrificati mentre gli impianti a basso carico e quelli ad aerazione prolungata in special modo, avendo tempi di ossigenazione molto lunghi hanno invece effluenti che sono quasi o del tutto nitrificati; questa disparità nel

livello di nitrificazione dei diversi impianti non è esente da conseguenze. L'effluente che ha un livello di nitrificazione incompleto o scarso produce infatti nel corso d'acqua ricettore una richiesta di ossigeno a causa della sua naturale tendenza a completare l'ossidazione dell'ammoniaca e questo provoca un impoverimento della concentrazione di ossigeno pericoloso sia per la vita dei pesci sia per lo sviluppo della vegetazione acquatica; l'effluente ben nitrificato invece, oltre a non presentare alcuna richiesta di ossigeno e quindi oltre a non sottrarre ossigeno ai pesci e alla vegetazione acquatica, diventa esso stesso una fonte di ossigeno di riserva che può essere utilizzata dalla frazione carboniosa del BOD nei casi in cui, per contingenze particolari, essa non risultasse sufficientemente ossidata. E non solo: si è anche dimostrato che i fanghi ben nitrificati sono più facilmente disidratabili; ma il vero vantaggio di una completa nitrificazione dell'effluente sta nel fatto che i nitrati sono i composti dell'azoto che trovano una immediata utilizzazione nelle piante superiori, nelle alghe e nei microrganismi.

Da quest'ultima conclusione è scaturita la necessità della denitrificazione in tutti quei casi in cui la facilità di assimilazione dei nitrati da parte delle alghe diventa un pericolo perché può dare origine al processo di eutrofizzazione. Bisogna tuttavia precisare subito che il processo di denitrificazione per via biologica, di cui si parlerà tra breve, è possibile solamente in impianti a fanghi attivi a medio e basso carico, in impianti a schema semplificato e in impianti ad aerazione prolungata, in una parola in tutti quegli impianti che sono privi della sedimentazione primaria e in cui è possibile raggiungere una buona o completa nitrificazione della frazione azotata. Si deve anche precisare che la denitrificazione biologica non è solamente un processo lento ma è anche un processo dallo sviluppo difficilmente controllabile con rendimenti che mediamente arrivano al 60÷70%; rendimenti più elevati, come si vedrà, si ottengono solamente con accorgimenti particolari. Malgrado tutto è però il sistema di denitrificazione più semplice come impiantistica e più economico come gestione.

La denitrificazione biologica prende spunto dalla constatazione che i nitrati costituiscono una fonte di ossigeno di riserva; è partendo da questa constatazione che si è sviluppato il processo che, similmente a quanto avviene in natura, riduce i nitrati dapprima in nitriti e, via via, fino ad azoto-gas con una reazione che schematicamente può essere così riassunta:



Tutti questi passaggi si possono però attuare solo in presenza di alcune condizioni favorevoli: elevata umidità, carenza di ossigeno e presenza di forti quantità di sostanza organica carboniosa. In condizioni anossiche infatti alcuni batteri facoltativi (si veda il paragrafo 2.1 a proposito dei batteri) della specie *Pseudomonas Aeruginosa* o *Denitrificans* oppure della specie *Paracoccus* o *Thiobacillus Denitrificans* sono in grado di operare la sintesi delle sostanze carboniose attingendo l'ossigeno necessario dalle molecole dei nitrati e liberando azoto-gas.

Gli schemi di impianto che più frequentemente si usano per ottenere la denitrificazione biologica con l'utilizzazione delle sole sostanze carboniose presenti nel liquame sono quelli di figura 6.1.

Lo schema a) prende il nome di *postdenitrificazione* perché il trattamento si svolge tutto

a valle della ossidazione/nitrificazione. Il liquame grezzo che possiede ancora intatto tutto il suo patrimonio organico perché, come detto, si sta parlando di impianti privi di sedimentazione primaria, all'ingresso del comparto di ossidazione/nitrificazione (1) viene miscelato con il fango di ricircolo proveniente dalla sedimentazione finale (4); dopo una lunga permanenza del *mixed liquor* all'interno del comparto di aerazione (ricordare che il lungo tempo di ritenzione è dovuto al fatto che si tratta sempre di impianti a basso carico e quindi con basso fattore F_C , paragrafo 4.2.1) questo passa nel reattore anossico (2) dove avviene la reazione di denitrificazione (6.1) a opera dei batteri facoltativi denitrificanti.

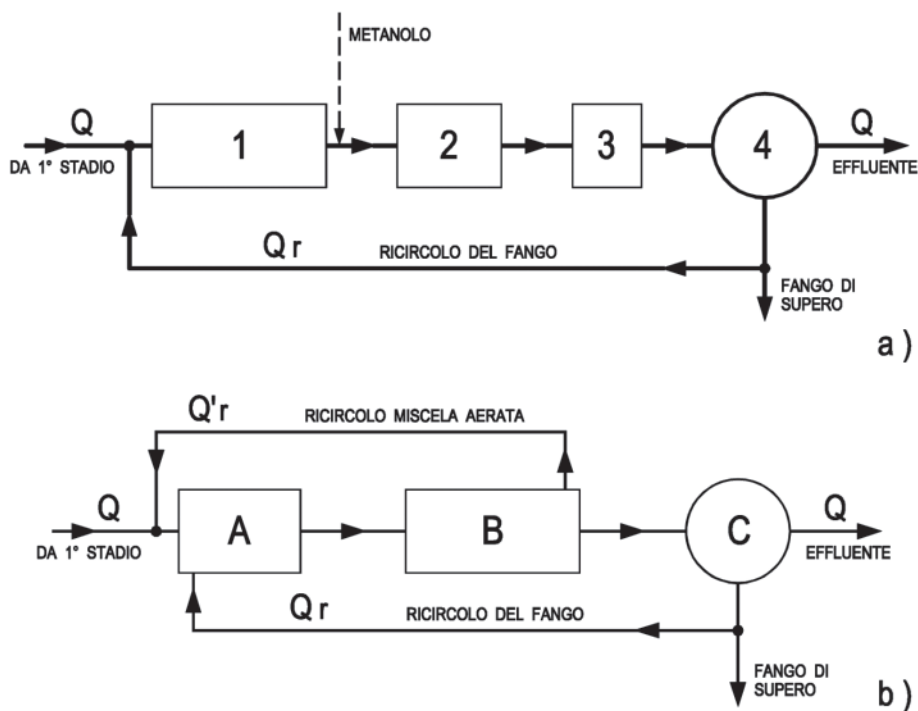


Figura 6.1. A – Reattore anossico (predenitrificazione); B – ossidazione/nitrificazione; C – sedimentazione finale; 1 – ossidazione/nitrificazione; 2 – reattore anossico (postdenitrificazione); 3 –strippaggio dell'ammoniaca; 4 – sedimentazione finale

All'interno del reattore la massa di fango attivo viene mantenuta in movimento da mixer sommersi dotati di basse velocità di rotazione (da 350 a 700 RPM) in quanto debbono mantenere solo in sospensione il fango senza conferirgli ossigeno; per questa ragione i mixer si dimensionano con potenze specifiche di appena $10\div 15 \text{ W/m}^3$. Dopo il reattore anossico c'è la sezione di strippaggio dell'ammoniaca (3) in cui, per favorire la liberazione dal liquido delle bollicine di azoto-gas, vengono posti sul fondo vasca dei diffusori tubolari d'aria compressa (si veda la figura 4.8a) anche questi dimensionati per mantenere semplicemente rimescolato il *mixed liquor*. La fine del ciclo è costituita dal sedimentatore finale (4) che si dimensiona tenendo debito conto della portata di ricircolo

del fango che, come si vedrà fra breve, in questi impianti può risultare particolarmente elevata.

Negli impianti ad aerazione prolungata che normalmente hanno dimensioni medio-piccole si preferisce usare lo schema b) di figura 6.1 detto di *predenitrificazione*. Questo ciclo è particolarmente interessante per diversi motivi: innanzitutto perché il materiale organico che deve essere sintetizzato dai batteri denitrificanti non ha ancora subito la fase ossidativa per cui è ancora intatto; inoltre perché in questi impianti manca la sezione di strippaggio dell'ammoniaca in quanto è la stessa sezione di ossidazione/nitrificazione (B) che può svolgere questa funzione dato che è posta immediatamente a valle del reattore anossico (A); infine perché nei casi in cui è richiesto un ricircolo particolarmente elevato si integra il normale ricircolo proveniente dal sedimentatore (Q_r) con un flusso di miscela aerata (Q_r') che naturalmente è molto ricco di nitrati. Si aggiunga poi che con la predenitrificazione si rimuove immediatamente anche una frazione del BOD (circa 1 kgBOD per ogni kg di azoto nitrico rimosso) per cui la richiesta di ossigeno che si sviluppa nella sezione ossidazione/nitrificazione diminuisce.

A fronte degli innumerevoli vantaggi presentati dai due cicli di denitrificazione biologica appena descritti esistono tuttavia un paio di aspetti negativi: la già citata lentezza della reazione e lo scarso rendimento nella rimozione dell'azoto che è sempre inferiore al 70%. Per accelerare il processo di denitrificazione negli impianti con postdenitrificazione (in quelli con predenitrificazione è una pratica inefficace) si usa iniettare alcol metilico (metanolo) a monte del reattore anossico con dosature che si aggirano sulle 3 parti di metanolo per ogni parte di nitrato ridotto; dosature di questo tipo rendono però questa pratica molto costosa per cui la si usa solo nei casi di stretta necessità. Per aumentare il rendimento della denitrificazione portandola a oltre il 90% di rimozione dei nitrati, in impianti di una certa importanza si usa un ciclo a schema misto che combina il processo di predenitrificazione con quello di postdenitrificazione (figura 6.2).

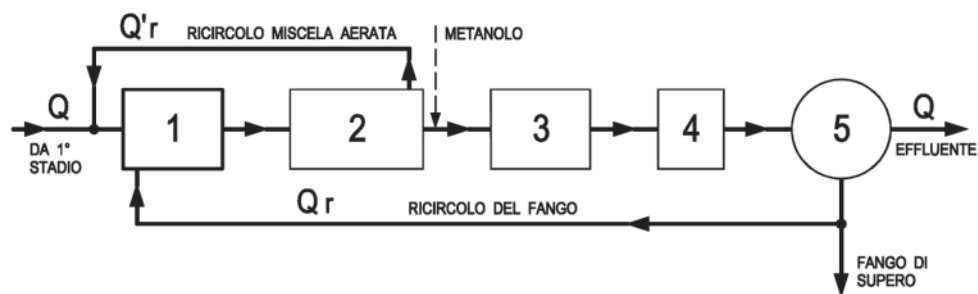


Figura 6.2. 1 – Predenitrificazione; 2 – ossidazione/nitrificazione; 3 – postdenitrificazione; 4 – strippaggio dell'ammoniaca; 5 – sedimentazione finale

Il fango grezzo in arrivo dal 1° stadio viene immesso nel reattore anossico di predenitrificazione (1) assieme ai due ricicli: quello proveniente dalla sedimentazione (Q_r) e quello della miscela aerata (Q_r'); dopo questa prima fase di denitrificazione la miscela liquame-fango entra nella sezione ossidazione/nitrificazione (2) e successivamente passa nel reattore anossico di postdenitrificazione (3) dove si affina la rimozione dell'azoto ni-

7. La tecnologia al servizio degli impianti di depurazione delle acque di scarico urbane

7.1. Introduzione

Finora l'attenzione è stata rivolta solamente allo studio dell'ampia gamma di trattamenti giudicati capaci, se non di eliminare, almeno di ridurre a limiti accettabili gli inquinanti delle acque di scarico e per farlo ci si è serviti di un classico processo di tipo convenzionale (paragrafo 2.3) che prevede trattamenti di tipo meccanico (1° stadio), di tipo biologico (2° stadio) e di tipo chimico-fisico (3° stadio) per il ciclo dell'acqua e trattamenti specifici di neutralizzazione per il ciclo del fango.

I limiti di accettazione per gli effluenti degli impianti di depurazione sono contenuti nell'allegato 5 del D.Lgs. 152/06; tali limiti sono così indicati: in tabella 3 i limiti per le emissioni in acque superficiali e in fognatura; in tabella 4 i limiti per le emissioni sul suolo; in tabella 5 le sostanze per le quali è tassativo l'obbligo di rispettare i limiti fissati nelle tabelle 3 e 4.

Detto delle normative vigenti si passi ora alla descrizione delle numerose disposizioni impiantistiche che la tecnica offre per risolvere i tanti specifici problemi proposti dalla pratica; la materia è però molto complessa per cui, volendo mettervi ordine, è stata divisa in tre categorie:

- categoria 1: impianti biologici;
- categoria 2: impianti chimici e chimico-fisici;
- categoria 3: impianti speciali e nuove tecnologie.

7.2. Prima categoria di impianti: impianti biologici

La categoria degli impianti biologici indubbiamente è quella più nutrita e anche più varia per cui, ancora una volta, è necessario organizzarla come indicato nel seguito:

- fosse (o vasche) biologiche;
- fosse Imhoff;
- fosse di ossidazione;
- impianti biologici con crescita su supporto fisso (*fixed growth*):
 - filtri percolatori
 - biodischi.

- impianti biologici con crescita su supporto sospeso o a fanghi attivi (*suspended growth*):
 - a schema classico
 - a schema semplificato
 - ad aerazione prolungata (o a ossidazione totale)
 - contatto e stabilizzazione.

7.2.1. Fosse o vasche biologiche

Le fosse biologiche rappresentano forse il primo esempio di impianto di depurazione biologica delle acque di scarico domestiche ottenuto con un metodo estremamente semplice: i liquami provenienti dai servizi igienici, dalle cucine e dalla pulizia dei locali abitati (il che vuol dire le acque nere e grigie) vengono fatte affluire in una vasca a tenuta stagna dalla quale esce con continuità un effluente chiarificato e a intervalli il fango digerito e parzialmente ispessito.

Le vasche biologiche oggi sono destinate solamente a quelle utenze che non sono servite dalla pubblica fognatura come le abitazioni rurali isolate, i piccoli quartieri periferici e tutti gli insediamenti a carattere stagionale; tuttavia ancora oggi, anche in centri storici di grandi città, si continua a fare uso delle vasche biologiche al fine di eliminare dal liquame i solidi più grossolani prima di far confluire la parte liquida nella fognatura dinamica che fa capo all'impianto di depurazione cittadino. La vasca biologica è divisa in due o tre comparti con dei setti verticali; quella rappresentata in figura 7.1 è una versione prefabbricata a tre comparti costruita in cemento armato vibrato (CAV).

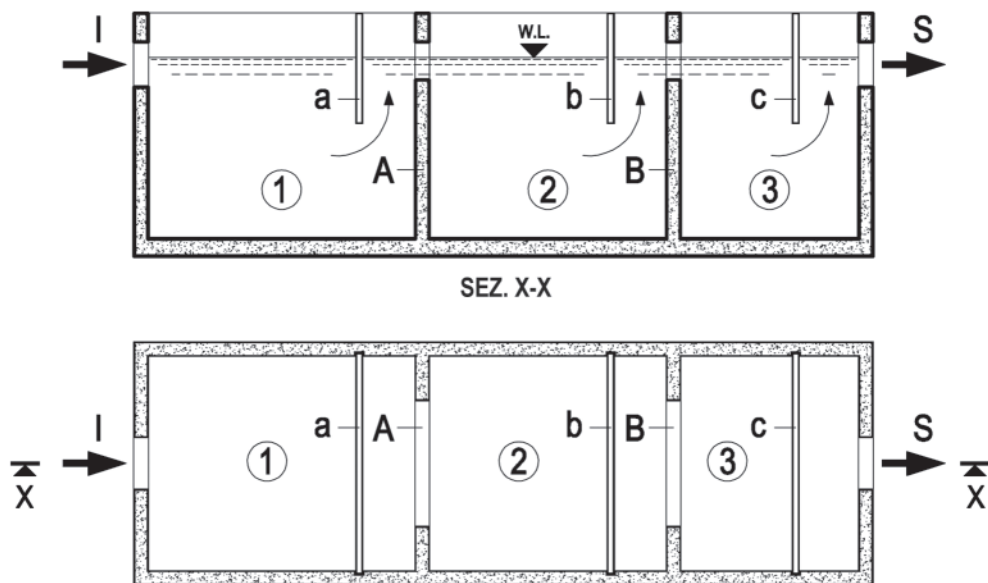


Figura 7.1

I comparti sono separati fra loro dagli stramazzi A e B che in pratica obbligano il liquame a sedimentare in gran quantità prima nel comparto 1 e successivamente, in minor misura, nel comparto 2 e infine nel comparto 3; solamente quando anche in quest'ultimo comparto il liquame raggiunge il livello di sfioro W.L. il chiarificato comincia a defluire con continuità dalla bocca di scarico S. Per evitare che la velocità di sfioro trascini con sé le frazioni solide più leggere, gli oli e le schiume e, soprattutto, per evitare che le schiume ostruiscano le soglie di sfioro, davanti agli stramazzi A e B e alla bocca di scarico S vengono posizionati dei deflettori (a, b, c). È evidente che i materiali più grossolani sedimenteranno quasi completamente nel primo comparto per cui si è soliti adottare i seguenti criteri di dimensionamento: nelle vasche biologiche a 2 comparti si riserva il 60% del volume totale al primo comparto e il rimanente 40% al secondo comparto; nelle vasche biologiche a 3 comparti le percentuali che si adottano, riferite sempre al volume totale, sono rispettivamente del 40%, del 33% e del 27%. Infine, per determinare la capacità che si deve attribuire alla vasca biologica, ci si basa sul numero di utenti che, come detto, è normalmente limitato e raramente supera le 15÷20 unità; fissato un carico idraulico pro-capite di 300 l/d e una ritenzione media di 20 ore su 24 si ricava facilmente il volume della vasca biologica. Va ribadito che nelle vasche biologiche si devono scaricare solamente le acque nere (servizi igienici e sanitari) e le acque grigie (lavelli di cucina e acque per la pulizia dei locali abitati); non devono invece essere immessi in vasca le acque meteoriche, dette anche *acque bianche*.

Infine conviene sottolineare che, anche se in misura imperfetta e incompleta, nelle vasche biologiche si innesca una sorta di processo di digestione di tipo anaerobico che, come è noto, libera dei gas fra cui metano e i maleodoranti mercaptani e idrogeno solforato; per questa ragione si deve sempre prevedere un camino direttamente collegato alla vasca biologica per disperdere nell'atmosfera i gas prodotti dalla digestione.

Il grado di depurazione che si ottiene con le vasche biologiche è comunque sempre molto modesto sia dal punto di vista del BOD, che difficilmente viene ridotto del 30%, sia dal punto di vista della carica batterica che resta pressoché inalterata. Alla luce dei limiti fissati dalle tabelle 3 e 4 del D.Lgs. 152 del 3 aprile 2006, sezione II, non è quindi possibile né scaricare l'effluente delle biologiche nelle acque superficiali né spargere direttamente sul suolo il fango proveniente dagli spurghi periodici; è quindi obbligatorio provvedere a un trattamento suppletivo sia dell'effluente, per esempio con la sub-irrigazione o la fitodepurazione (si veda il paragrafo 7.2.3.1 e seguenti), sia del fango sottoponendolo per esempio a un processo del tipo illustrato nel paragrafo 7.2.3.2. Lo spurgo delle fosse biologiche deve essere eseguito 1 o 2 volte l'anno provvedendo ad aspirare il materiale accumulato con autobotti attrezzate (i cosiddetti *bottini*), a rimuovere le incrostazioni e a lavare le pareti interne con getti d'acqua in pressione.

7.2.2. Fosse Imhoff

Le fosse Imhoff (dal nome dell'ingegnere tedesco che le ideò e che si può considerare il padre dei trattamenti biologici delle acque di scarico) furono il primo esempio di impianto compatto in cui si compivano due delle fasi fondamentali del ciclo di depurazione: quella meccanica di sedimentazione e quella biologica di digestione. Un tempo impiega-

te anche per comunità numerose, le fosse Imhoff oggi vengono impiegate soprattutto in località isolate che non sono servite dalla fognatura pubblica.

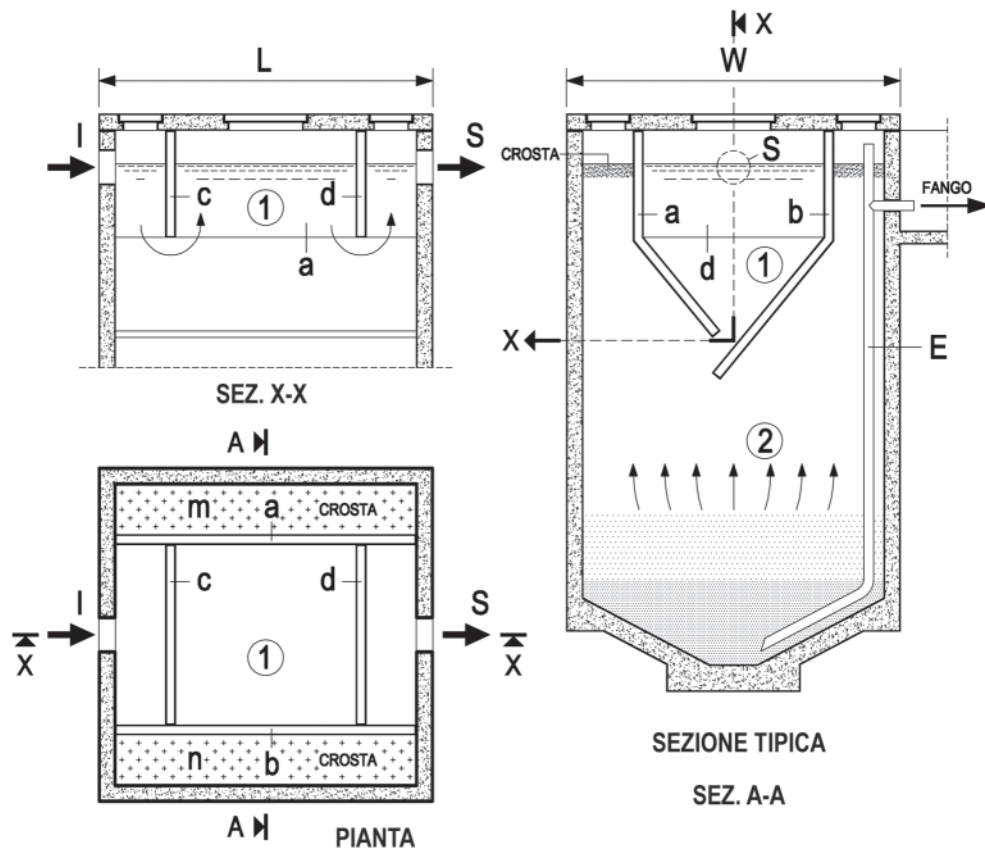


Figura 7.2

Le Imhoff sono prevalentemente costruite in CAV, in vetroresina e in polietilene e hanno forma circolare, quadrata o rettangolare; in figura 7.2 ne è rappresentata una a pianta quadrata ricordando che quella rettangolare differisce da quella quadrata solamente per il fatto che la lunghezza L può essere maggiore e diventare anche doppia della larghezza W . Come indicato nella sezione $A-A$ di figura, la Imhoff è divisa in due comparti: il comparto 1 che svolge la funzione di vasca di sedimentazione e il comparto 2 in cui si sviluppa il processo di digestione anaerobica.

Il comparto 1 è delimitato dalle due pareti “a” e “b” che, per la loro forma singolare, costituiscono la caratteristica di maggiore originalità di queste vasche; la loro convergenza che termina con una fessura longitudinale lunga quanto la vasca crea infatti un fondo a forte pendenza su cui il materiale solido che sedimenta non riesce a depositarsi e anzi scorre in basso accumulandosi nel comparto 2. Il liquame grezzo entra nella Imhoff in I , percorre il comparto 1 in tutta la sua lunghezza ed esce chiarificato attraverso la bocca di scarico S ; per favorire il processo di sedimentazione davanti alle bocche di ingresso e

di uscita vengono posti i deflettori “c” e “d”. Il materiale solido caduto nel comparto 2, trovandosi in un ambiente anossico, inizia invece il processo di digestione anaerobica i cui gas di reazione (vedere paragrafo 5.4.2), liberandosi in minutissime bolle, trascinano verso l’alto le particelle di fango più leggere; queste, trovandosi a lungo a contatto con l’atmosfera, formano nelle zone “m” e “n” delle croste che galleggiano in superficie; la particolare forma della parete “b” impedisce tuttavia che il moto di risalita creato dal gas biologico riporti il fango nel comparto di sedimentazione. Il flusso continuo del biogas, particolarmente intenso nelle fosse Imhoff dimensionate per oltre 100 utenti, determina una continua frantumazione delle croste che si formano nelle zone “m” e “n” per cui in queste vasche difficilmente le croste si compattano e induriscono. Per evitare che i materiali solidi finiscano col tempo con l’ostruire la fessura longitudinale, le fosse Imhoff devono essere sempre precedute da una grigliatura. Inoltre, poiché l’effluente delle Imhoff possiede ancora un BOD molto elevato perché i tempi di ritenzione della sedimentazione sono comunque limitati (sempre inferiori alle 2÷3 ore), è evidente che esso non potrà mai essere scaricato direttamente nelle acque superficiali non essendo soddisfatti i limiti di accettazione imposti dal già citato D.Lgs. 152/06 tabella 3 né potrà essere sparso sul suolo a causa dei limiti fissati dalla tabella 4 dello stesso decreto; questo spiega perché le fosse Imhoff in prevalenza costituiscono il primo stadio di trattamenti più completi del tipo, per esempio, di quelli descritti all’inizio del capitolo. Per il fango il discorso è invece diverso: nelle Imhoff il fango viene infatti sottoposto a una specie di processo di digestione anaerobica a freddo (paragrafo 5.4.2) per cui è sempre sufficientemente stabilizzato e, a seconda del grado di umidità, può essere smaltito spandendolo direttamente sul terreno agricolo come concime o miscelandolo con gli RSU per ottenere un compost o anche disidratandolo, essiccandolo e incenerendolo. L’estrazione del fango dalle Imhoff si esegue mediante l’estrattore E di figura con una periodicità che va dai 50 ai 200 giorni a seconda della temperatura media del luogo e della grandezza della vasca; per vasche dimensionate per oltre 3000 utenti si consiglia lo svuotamento ogni 2 mesi circa. Per quanto riguarda il dimensionamento delle Imhoff si è soliti tenere conto di raccomandazioni che danno indicazioni separate per i due comparti:

- comparto di sedimentazione; per le fosse Imhoff relative a 50÷100 utenti (sotto i 50 utenti sono convenienti le fosse settiche) si consigliano tempi di ritenzione τ compresi fra le 4÷5 h, mentre per quelle più grandi si consiglia di ridurre con gradualità il tempo di ritenzione fino a raggiungere le 2 h per le Imhoff destinate a più di 1000 utenti;
- comparto di digestione; per le fosse Imhoff destinate a meno di 100 utenti si consiglia capacità calcolate sulla base di 120 l/ab diminuendo gradualmente fino a 50 l/ab per comunità di 5.000 utenti e più con l’avvertenza però di usare coefficienti moltiplicativi uguali a 1,5 quando il prelievo dei fanghi, nelle vasche più grandi, supera i 100 giorni.

7.2.3. Trattamenti suppletivi

7.2.3.1. Trattamento dell’effluente da biologiche e Imhoff

Come anticipato, il solo trattamento primario operato dalle fosse settiche e dalle Imhoff non è più ritenuto sufficiente dal vigente D.Lgs. 152/06 che con l’articolo 100, comma 3