

## Capitolo 5

# SISTEMI DI CONTROLLO E DI TRATTAMENTO DEGLI ODORI

Per il controllo delle emanazioni odorose si possono prendere in considerazione differenti tipi di soluzioni tecniche a seconda:

- del *tipo di sorgente* (puntiforme, diffusa, ecc.) e di *sostanza odorifera* (idrogeno solforato, ammoniaca ecc.);
- che la sorgente sia *preesistente* all'adozione del sistema di controllo o sia ancora in fase di *progetto*;
- della *quantità di odore* da trattare e dall'*efficienza* da conseguire;
- della *sostenibilità tecnico-economica* di un intervento migliorativo su una struttura esistente.

Le soluzioni tecniche per il trattamento degli odori possono essere classificate in tre tipologie fondamentali:

- **Interventi finalizzati alla prevenzione:** mirati all'eliminazione del problema all'origine, vale a dire, impedendo la formazione degli odori con accorgimenti progettuali o inibendone i processi di formazione;
- **Interventi finalizzati al contenimento:** mirati a racchiudere lo spazio di propagazione degli odori evitando, il più possibile, il loro diffondersi nell'ambiente esterno;
- **Interventi finalizzati alla neutralizzazione:** mirati a trattare gli odori, già formati, in opportuni impianti che, utilizzando processi chimici, fisici o biologici, sono in grado di neutralizzare o di ridurre queste emissioni entro limiti accettabili e compatibili.

Di seguito saranno trattate soltanto le soluzioni tecniche più utilizzate, quelle che trovano applicazione e giustificazione nel trattamento acque reflue, dal punto di vista della fattibilità, dell'efficienza e dei costi di realizzazione e gestione.

### 5.1 - INTERVENTI FINALIZZATI ALLA PREVENZIONE

#### 5.1.1 - Accorgimenti Progettuali Preventivi

Il sistema più valido, e anche più economico, per tenere sotto controllo gli odori è quello di prevedere, in fase di progettazione di un impianto, degli accorgimenti tecnici che possano prevenire la formazione di cattivi odori.

Un criterio generale è quello di concentrare, quando conveniente, un certo numero di possibili sorgenti di cattivi odori in un'area limitata, in quanto ciò consentirebbe di ridurre drasticamente i costi d'investimento e di gestione, soprattutto nel caso di dover effettuare una deodorizzazione dell'aria.

#### *Progettazione delle Reti Fognanti*

Il primo luogo in cui si formano cattivi odori sono i collettori fognari. Già in fase di progettazione di questi, dunque, devono essere previsti quegli accorgimenti tecnici che possano ridurre la formazione.

Si è già evidenziato nel capitolo 4, come l'odore preponderante nei collettori fognari sia quello di "uova marce", causato dalla formazione di acido solfidrico in seguito all'istaurarsi di condizioni anaerobiche e di setticizia, nonché di altri molteplici fattori che ne influenzano la formazione (temperatura, pH, BOD, sezione, lunghezza e pendenza della tubazione, velocità del flusso, tempo di permanenza delle condizioni anaerobiche).

In fase di progetto, dunque, bisogna tener conto di tutti questi fattori, potendo intervenire, ad esempio, sulla pendenza delle condotte, piuttosto che sulla portata e sul grado e sistema di ventilazione.

### Pendenza delle condotte

Utilizzando la formula di Pomeroy (cfr. 4.1) esplicitata in funzione della pendenza, si può sapere qual è l'inclinazione minima ( $i$ ) da assegnare alla tubazione, affinché diventi improbabile la formazione di acido solfidrico. Infatti, noti il carico idraulico ( $Q$ ) ed il carico organico ( $BOD_5$ ) del liquame, fissato il diametro  $D$  del collettore e il grado di riempimento  $h/D$ , sarà:

$$i \geq \left( \frac{3 \cdot BOD_5}{5000 \cdot Q^{1/3}} \frac{\cos^{-1}(1-2 h/D)}{\sin[\cos^{-1}(1-2 h/D)]} \right)^2$$

dove:

$i$  = pendenza della condotta in m/m

$Q$  = portata espressa in l/s

$h/D$  = grado di riempimento della condotta

$D$  = diametro della condotta

$BOD_5$  =  $BOD_5$  del liquame grezzo alla temperatura  $T$  effettiva, ottenuto moltiplicando il  $BOD$  a  $20^\circ C$  per il fattore correttivo  $1,07^{(T-20)}$

### Portata

La formula di Pomeroy può essere esplicitata anche rispetto alla portata, per ottenere un valore di portata tale da impedire la formazione di acido solfidrico in concentrazioni pericolose. La formula da utilizzare sarà:

$$Q = \left( \frac{3B C}{Z \sqrt{i} L} \right)^3$$

dove:

$Q$  = portata espressa in l/s

$B$  =  $BOD_5$  del liquame grezzo alla temperatura  $T$  effettiva, ottenuto moltiplicando il  $BOD$  a  $20^\circ C$  per il fattore correttivo  $1,07^{(T-20)}$

$Z$  = coeff. adimensionale esprimente la probabilità di sviluppo di  $H_2S$ , fissato al valore 5000;

$i$  = pendenza della condotta in m/m

$C$  = perimetro del contorno bagnato

$L$  = larghezza dello specchio d'acqua

Per valori piuttosto normali di B (ad esempio 500 mg/l) e del rapporto C/L (ad esempio 1.4) e con i pari a 0.005 (valore minimo di pendenza usato per le livellette di posa), avremo:

$$Q = 200 \text{ l/s}$$

### Ventilazione delle condotte

Un alto grado di ventilazione deve essere assicurato all'interno delle condotte fognarie, per evitare dannosi ristagni d'aria ricchi di gas e soprattutto di acido solfidrico. Soltanto recentemente ci si è resi conto che chiudere ermeticamente la rete fognaria, per evitare il diffondersi di eventuali infezioni, è una pratica controproducente. Ciò provoca, infatti, una più veloce e più intensa produzione di acido solfidrico con paradossalmente più pericoli igienici attorno ai punti di sfiato, problemi maggiori alle infrastrutture ed incidenti al personale del servizio di manutenzione delle fognature.

Parecchi punti di sfiato evitano impedimenti all'allontanamento dell'aria delle fogne quando, in caso d'aumento della portata, il livello dei liquami sale verticalmente all'interno della condotta, spingendo l'aria verso l'alto e quando invece il livello dei liquami scende risucchiando aria; in quest'ultimo caso, ad esempio, forti depressioni possono addirittura creare problemi alle infrastrutture.

Con un flusso normale i liquami riescono a trascinare l'aria sovrastante, generando così una leggera depressione all'interno delle condotte, la quale riesce, a sua volta, ad aspirare altra aria attraverso i tombini. Ciò crea un flusso longitudinale.

Prevedere al di sopra delle costruzioni degli sfiatoi collegati alle condotte d'allacciamento alle fogne, può aiutare a creare un ulteriore flusso d'aria, questa volta trasversale, il quale serve ad allontanare velocemente i gas più caldi, e perciò più leggeri, che si formano nelle condotte.

Particolare attenzione deve essere posta nel posizionare i manufatti di ispezione, soprattutto nei punti in cui è prevista una maggiore formazione di gas.

Nonostante tutti questi accorgimenti, questa ventilazione naturale potrebbe non essere sufficiente; in alcuni casi possono essere previsti, allora, dei meccanismi di ventilazione, a tiraggio naturale o artificiale.

### ***Progettazione degli Impianti di Depurazione***

Una progettazione accurata e, successivamente, una corretta conduzione degli impianti di depurazione consentono di ridurre l'intensità delle emanazioni maleodoranti.

Esistono numerosi accorgimenti tecnico-gestionali di carattere generale facilmente attuabili nelle diverse sezioni di trattamento; per esempio:

#### Aerazione dei liquami grezzi

Quest'azione può essere considerata il metodo preventivo per eccellenza, in quanto inibisce, a monte, la generazione di sostanze maleodoranti.

Infatti, come già più volte evidenziato, i composti maleodoranti si formano nei liquami come conseguenza dell'instaurarsi di condizioni anaerobiche che avviano reazioni riduttive. E' dunque il metodo più banale mantenere sempre alto il contenuto di ossigeno all'interno dei liquami.

Bisogna però tener conto del fatto che quest'azione può facilitare la liberazione di sostanze maleodoranti preesistenti. E' consigliabile allora restringere l'area in cui attuare la preaerazione, realizzandola o all'interno delle fognature oppure nei pozzetti di sollevamento.

#### Pretrattamenti

Le sezioni di grigliatura, di dissabbiatura e di disoleazione sono alcune delle maggiori sorgenti di cattivi odori in un impianto di trattamento delle acque reflue.

Durante questi trattamenti, infatti, i liquami grezzi vengono rimescolati continuamente ed energicamente, per cui è facile che le sostanze maleodoranti presenti in essi passino allo stato gassoso. Per evitare questo rilascio si dovrebbe adeguatamente agire sul grado di turbolenza.

La sola soluzione strutturale attuabile è la loro copertura, realizzata, ove possibile, in depressione.

Inoltre, particolare cura deve essere dedicata al sistema di evacuazione e di stoccaggio dei vari residui, fonte di odori essi stessi (materiale grigliato, sabbie, oli, grassi, ecc.), che devono essere smaltiti in tempi rapidi.

#### Stazioni di sollevamento

Per quanto riguarda le stazioni di sollevamento dei liquami, bisogna tener conto del fatto che le vasche d'aspirazione devono essere progettate con una geometria tale da impedire, o quantomeno minimizzare, la presenza di tratti dove si possono accumulare sedimenti sul fondo o in superficie. Questi ristagni sono, infatti, una intensa sorgente di cattivi odori (e possono provocare anche disfunzioni nel funzionamento dei macchinari). Anche qui il solo rimedio utilizzabile contro la diffusione degli odori è la copertura, anche in depressione, ed il rapido allontanamento dei residui accumulatisi

#### Bacini di sedimentazione

Per quanto riguarda i bacini di sedimentazione, per contenere gli odori bisogna rimuovere velocemente le sostanze galleggianti, ridurre i fenomeni di turbolenza allo stramazzo d'uscita, evacuare frequentemente le tramogge di accumulo del fango. Il fango di supero deve essere spedito subito all'ispessitore, il restante al pozzetto di sollevamento che, essendo molto fetido, deve essere sempre chiuso.

#### Trattamenti biologici a fanghi attivi

In queste sezioni di trattamento, per limitare emissioni di odori e di aerosol, è consigliabile utilizzare meccanismi di aerazione ad insufflazione d'aria, piuttosto che sistemi di mobilitazione superficiali come turbine e spazzole. Quando i bacini sono coperti e si provvede a deodorizzare l'aria in uscita, è consigliabile, perché nel complesso più economico, insufflare *ossigeno puro* piuttosto che aria. Il sistema deve comunque assicurare che non si creino ristagni del fango.

Anche nei letti percolatori bisogna allontanare frequentemente i materiali putrescibili ed eventualmente bisogna limitarne l'arrivo effettuando una pregrigliatura fine. Il materiale di riempimento del letto percolatore deve avere una geometria tale da garantire una sufficiente ventilazione. Bisogna inoltre mantenere un'adeguata portata di ricircolo per ottenere una maggiore efficienza di funzionamento.

### Linea di trattamento dei fanghi

Come abbiamo visto nel capitolo precedente, è la linea fanghi a dare i maggiori problemi di emissione di cattivo odore, problemi che possono differire a seconda dei processi di stabilizzazione e di disidratazione utilizzati.

Bisogna prevedere, ad esempio, una copertura dei *bacini di ispessimento*, se possibile in depressione (frequentemente per questo motivo sono utilizzate coperture a sfere flottanti). In essi si devono poi diminuire al minimo funzionale i tempi di permanenza, operando se possibile, anche un'alimentazione ed un'estrazione dei fanghi in continuo.

La sezione d'impianto dove si forma il maggior numero di sostanze maleodoranti è la *digestione anaerobica*. Queste sostanze costituiscono una piccola parte della miscela gassosa che le reazioni anaerobiche producono, miscela detta biogas di cui il costituente fondamentale è il metano.

Il potenziale di emanazione odorosa per i digestori è molto basso, in quanto, essendo essi strutture completamente chiuse, perdite di gas possono essere dovute soltanto ad una cattiva manutenzione della struttura.

In questa sezione bisogna, dunque, garantire che non siano possibili fughe di biogas, che il gasometro sia adeguatamente dimensionato, e che il gas in eccesso possa essere smaltito in maniera adeguata.

Nella *fase di stabilizzazione aerobica* l'ossigeno disciolto inibisce il formarsi di composti gassosi maleodoranti, che tuttavia, possono essere prodotti quando, per periodi sufficientemente lunghi, i dispositivi d'aerazione restano fermi; ciò avviene o per far ispessire i fanghi digeriti o per avaria del sistema.

Il trattamento di *condizionamento chimico* e quello successivo di *disidratazione dei fanghi* devono essere effettuati in ambienti chiusi adeguatamente ventilati, soprattutto se i fanghi sono stati digeriti anaerobicamente e condizionati con calce.

I gas derivanti dal processo di *essiccamento termico* devono essere combustibili.

Una postcombustione è necessaria, dopo il trattamento di *incenerimento*, nel caso di forni a piani multipli.

### Allontanamento di sostanze putrescibili

L'allontanamento di materiali più o meno solidi che non devono essere trattati all'interno dell'impianto di smaltimento delle acque reflue è un fattore di non trascurabile importanza. Infatti, essi possono essere, innanzitutto, motivo di avaria dei macchinari, in più i cattivi odori generati dalla loro putrefazione vanno ad aggiungersi a quelli caratteristici dei liquami e visto che in nessun caso è previsto il loro trattamento in loco, l'unica soluzione è allontanarli ed avviarli alla loro destinazione finale.

#### **5.1.2. - Inibizione degli Odori con Reattivi Ossidanti**

Per evitare la formazione o la propagazione dei cattivi odori si possono aggiungere ai liquami delle specifiche sostanze chimiche caratterizzate da un forte potere ossidante e battericida; esse possono agire in due modi differenti, possono:

- rendere inodori le sostanze maleodoranti, ossidandole;
- evitarne la formazione, eliminando le colonie batteriche che le producono (i prodotti chimici che agiscono in questo modo devono essere usati con la dovuta cautela. Essi

devono essere instabili per non influenzare i successivi trattamenti biologici e non devono essere estremamente tossici, visto che andranno a finire in un ricettore d'acqua naturale).

Il punto in cui aggiungere il reattivo ai liquami dovrebbe essere localizzato, in entrambi i casi, lungo il sistema fognario, in un punto abbastanza lontano dall'impianto di depurazione, perché:

- la quantità di reattivo richiesto per l'eliminazione delle colonie batteriche, di solito, è molto più modesto rispetto a quello necessario per l'ossidazione dei composti maleodoranti presenti;
- bisogna considerare il tempo necessario affinché i reattivi sortiscano l'effetto desiderato.

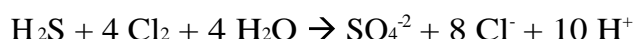
Le sostanze chimiche più frequentemente utilizzate, per questi scopi, sono il *cloro*, l'*acqua ossigenata*, l'*aria* o l'*ossigeno* e i *nitrati*, ma anche l'ipoclorito, il biossido di cloro e l'ozono.

### ***Dosaggio di cloro***

Per ottenere un effetto battericida completo e comunque per creare condizioni sfavorevoli alla vita delle colonie di batteri solfato-riduttori la quantità minima di cloro necessaria è di 8-12 ppm.

Nelle condizioni operative normali, però, se ne utilizzano quantitativi maggiori, in quanto parte del cloro si lega ad altre sostanze chimiche presenti nei liquami e non è più disponibile ed, in secondo luogo, per aumentare le probabilità di azione del reattivo all'interno dello strato fangoso depositato sul fondo delle condotte

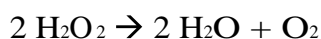
L'aggiunta di cloro ai liquami consente la totale rimozione dell'idrogeno solforato secondo la reazione:



Nonostante quest'efficacia, questo metodo non è consigliabile sia dal punto di vista dei consumi di cloro sia perché, come si può notare dalla reazione, ossidando acido solfidrico, si ottiene tra i prodotti acido solforico, un acido forte più pericoloso dell'acido solfidrico stesso. In casi rari, ove siano presenti anche liquami industriali, l'uso del cloro comporta la formazione di sostanze clorurate maleodoranti come i clorofenoli.

### ***Dosaggio di acqua ossigenata***

In alternativa al cloro si può utilizzare acqua ossigenata. Essa riesce ad ottenere la stessa azione battericida ed ossidante del cloro ed in più, scindendosi secondo la reazione:



rilascia nei liquami molecole di ossigeno che concorrono alla conservazione delle condizioni aerobiche.

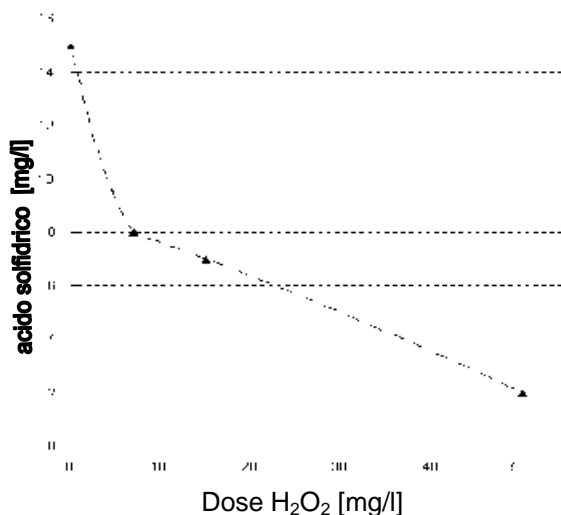


Fig. 13 - Rimozione dell' H<sub>2</sub>S ad opera dell' H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Bozzola, Damiani, 1988).

Come evidenziato dal grafico di Fig.12, il grado di abbattimento dell'acido solfidrico dipende dalla concentrazione in cui esso è presente nella soluzione iniziale ed è proporzionale alla quantità di acqua ossigenata impiegata.

L'equazione generale che descrive il processo è la seguente:



che evidenzia come sia necessario un rapporto molare 4:1 tra reagente ossidante impiegato ed inquinante abbattuto.

Il metodo è in generale valido dal punto di vista dell'efficacia, ma è oneroso per gli elevati costi di esercizio.

### **Dosaggio di ossigeno**

Nonostante il fatto che l'immissione forzata di aria all'interno dei liquami, generando turbolenza, può favorire lo strippaggio di gas maleodoranti, paradossalmente l'aggiunta di aria o di ossigeno ai liquami che stazionano nei bacini di preaerazione (ottenuto utilizzando turbine superficiali o dispositivi d'insufflaggio ad aria compressa) è un ottimo metodo per contenere gli odori.

Calcolando la differenza fra la concentrazione di acido solfidrico della soluzione in ingresso ed in uscita da una vasca di preaerazione, si può notare che soltanto meno del 30% della quantità di acido solfidrico formatosi in essa passa allo stato gassoso e che all'interno dei liquami la concentrazione di acido solfidrico diminuisce senza che aumenti quella nel flusso d'aria in uscita (Bozzola, Damiani, 1988).

Questo avviene perché l'ossigeno disciolto nel liquame ossida completamente l'acido solfidrico e ciò avviene in una misura che dipende sia dalla quantità dell'ossigeno fornito sia dal tempo di ritenzione nel bacino di preaerazione.

E' convinzione comune che la preaerazione con insufflazione d'aria od ossigeno, può realmente ossidare circa l'80% dell'acido solfidrico generatosi nei liquami. Il flusso d'aria in

uscita dalle vasche di preaerazione può essere trattato con lavaggio chimico di una soluzione acquosa di NaOH (idrossido di sodio).

### **Dosaggio di Nitrati**

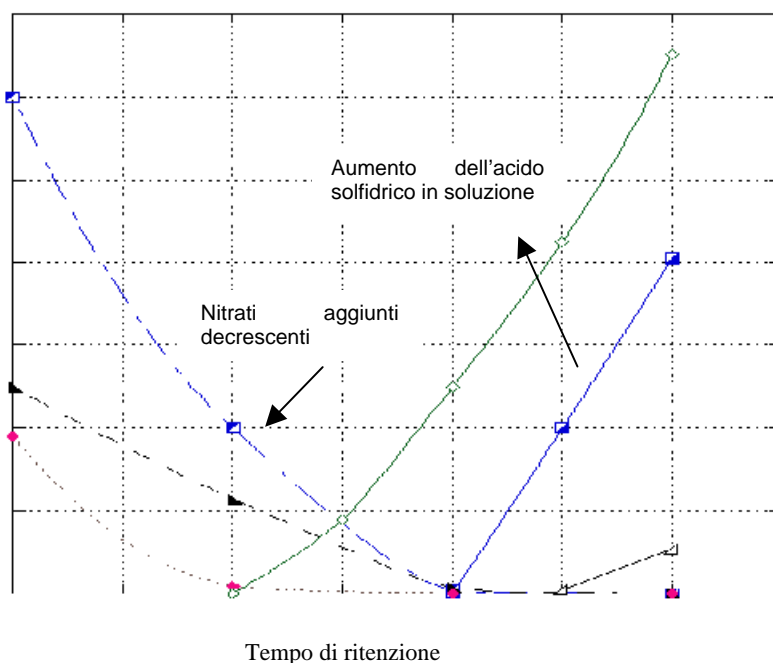
Anche l'aggiunta di nitrati è un metodo molto utilizzato per il controllo della formazione degli odori, in quanto essi rappresentano una fonte di ossigeno.

Come indicato in tabella 6 capitolo 4, in condizioni anaerobiche, la reazione di riduzione energeticamente favorita è quella di riduzione dei nitrati durante la quale viene prodotto azoto gassoso che è inodore. Dunque, intervenendo opportunamente sulla quantità dei nitrati presenti nei liquami si riesce ad inibire l'innesco delle reazioni che interessano i solfati (quelle che producono l' $H_2S$ ) e di quelle successive che producono tutti gli altri composti maleodoranti presenti nell'atmosfera delle fogne.

Il fabbisogno di nitrati è assicurato, nella pratica, aggiungendo ai liquami nitrato di sodio o di calcio.

Il grafico in Fig.13 mostra l'effetto dei nitrati sulla generazione dell'acido solfidrico. La concentrazione di acido solfidrico comincia a crescere drasticamente allorché quella dei nitrati si annulla. Non c'è un rapporto molare fisso da rispettare tra quantità di nitrati e quantità di acido solfidrico, ma il giusto dosaggio della quantità dei nitrati da aggiungere è molto importante; la pratica ha dimostrato che quando si aggiunge una quantità di nitrati inferiore ad una dose minima necessaria, la generazione dell'acido solfidrico comincia con un tasso superiore dopo che i nitrati si sono esauriti, mentre dosi superiori al necessario potrebbero inficiare il corretto funzionamento di trattamenti successivi (ad es. galleggiamento di fango nei bacini di sedimentazione primaria).

**Fig. 14** - Effetto dei nitrati sulla generazione dell'acido solfidrico (tratto da Yang G., Hobson J., 2001).



Per poter dosare la giusta quantità di nitrati bisogna far riferimento alla quantità di nitrati necessaria in condizioni anossiche. Il tipico tasso di respirazione delle colonie batteriche presenti all'interno liquami domestici è di 2 mg/l/h e quello delle colonie presenti, invece, nel biofilm è di 700 mg/m<sup>2</sup>/h. Assumendo che le stesse specie batteriche siano capaci di



vivere anche in condizioni anossiche, questi valori di tasso di consumo d'ossigeno possono essere convertiti in tassi di consumo di nitrati. Infatti, considerando lo stesso numero di accettori di elettroni, con 1 mg/l di nitrati riesce ad ottenere la stessa capacità ossidante di 2.86 mg/l di ossigeno disciolto.

Di conseguenza i tassi di consumo di nitrati saranno di 0.7 mg NO<sub>3</sub>-N/l/h per i batteri all'interno dei liquami e di 250 mg NO<sub>3</sub>/m<sup>2</sup>/h per quelli che vivono nel biofilm.

Usando questi valori si può calcolare la domanda di nitrati attraverso la seguente relazione:

$$M_{\text{totale}} = M_{\text{VSS}} + M_{\text{VSA}} = 0.00025 \cdot p \cdot DL \cdot (0.7 \cdot D + 1)$$

con:

$M_{\text{totale}}$  = richiesta totale di nitrati (in Kg NO<sub>3</sub>-N/h),

$M_{\text{VSS}}$  = richiesta di nitrati da parte dei liquami (in Kg NO<sub>3</sub>-N/h), calcolata come

$$M_{\text{VSS}} = \pi \cdot \frac{D^2}{4} \cdot LR_{\text{VSS}}$$

$M_{\text{VSA}}$  = richiesta di nitrati da parte del biofilm (in Kg NO<sub>3</sub>-N/h), calcolata come

$$M_{\text{VSA}} = p \cdot DLR_{\text{VSA}},$$

$R_{\text{VSA}}$  = tasso di respirazione dei nitrati per i liquami ( in Kg NO<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>/h),

$R_{\text{VSS}}$  = tasso di respirazione dei nitrati per il biofilm ( in Kg NO<sub>3</sub>/m<sup>2</sup>/h),

D = diametro interno della condotta (in metri),

L = lunghezza della condotta (in metri).

Un difetto di questo metodo sono gli alti costi di gestione che possono essere ridotti non utilizzando quantità superflue di reagente.

### 5.1.3 - Inibizione degli Odori con Reattivi Alcalinizzanti

Abbiamo già detto nel capitolo 4 come il pH sia un fattore fondamentale di regolazione dello sviluppo di acido solfidrico. Si può controllare anche l'odore da esso generato, dunque, facendo variare opportunamente il valore del pH.

La flora batterica anaerobica responsabile della fermentazione dei solfati ha bisogno che il pH ambientale assuma valori compresi tra 6 e 9 (l'intervallo ideale è tra 7.5 e 8). Variazioni del pH inibiscono quindi proprio la presenza dei batteri responsabili della produzione delle sostanze maleodoranti.

Normalmente si fa variare il pH verso valori più basici e l'agente alcalinizzante più utilizzato per questo scopo è la calce (CaO) in forma di latte.

Oltre a modificare la vivibilità ambientale per i batteri, la calce agisce anche a livello puramente chimico, perché facendo variare il pH regola l'equilibrio di dissociazione dell'acido solfidrico, come abbiamo visto nel grafico in fig. 8 capitolo 4.

Nella pratica, questo metodo ha dato buoni risultati soprattutto nel trattamento degli odori provenienti dagli ispessitori di fango fresco e soprattutto in condizioni di temperatura ambientale elevata.

Di solito utilizzando latte di calce al 10-15% in peso di  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  si riesce ad ottenere risultati accettabili, ma, visto che sul pH possono influire anche notevolmente le non poco frequenti variazioni di concentrazione del fango, è consigliabile tenere sempre sotto controllo l'acidità della soluzione e dosare opportunamente il reagente in modo tale da mantenere il valore del pH intorno a 10.

Sebbene l'efficacia di questo metodo sia abbastanza elevata, un suo limite sta nel fatto che il suo utilizzo fa aumentare la quantità del fango da avviare alle sezioni di trattamento successive.

#### 5.1.4 - Inibizione degli Odori con Reattivi Precipitanti

Nelle acque reflue i solfuri sono presenti sotto forma di  $\text{H}_2\text{S}$ , di ioni  $\text{HS}^-$  ed  $\text{S}^{2-}$  e come solfuri metallici MS. Soltanto la prima forma è responsabile dei problemi di cattivo odore e quindi il problema può essere risolto trasformando l'acido solfidrico nelle altre forme possibili.

Infatti, i composti che i solfuri formano con i metalli pesanti (ferro, rame, zinco) hanno una bassissima solubilità. Aggiungendo queste specie chimiche ai liquami e mantenendo il valore del pH all'interno del range di presenza dell'acido solfidrico (l'ideale è un valore di 7-8), si può indurre la formazione di sali metallici insolubili che quindi precipitano come tali.

I solfuri di ferro hanno una solubilità inferiore rispetto a quella dell'idrossido e del carbonato di ferro e quindi sono i più utilizzati. Sia il solfato ferrico che quello ferroso, sono particolarmente adatti nel trattamento del surnatante prodotto durante la digestione anaerobica.

Il solfato ferroso, ad esempio, reagisce con l'acido solfidrico secondo la reazione:



il cui prodotto è un solfuro di ferro insolubile che colora fortemente di nero i liquami e che deve essere allontanato tramite flocculazione chimica.

Il valore della domanda di sali di ferro può essere calcolato attraverso le seguenti relazioni:

$$C_{\text{Fe}} = a \cdot \beta \cdot C_{\text{a.s.}} \quad (\text{se l'acido solfidrico è già presente})$$

$$C_{\text{Fe}} < a \cdot \beta \cdot C_{\text{s}} \quad (\text{se l'acido solfidrico deve ancora formarsi})$$

con:

$C_{\text{Fe}}$  = concentrazione di sali di ferro richiesta come ioni Fe ( $\text{g}/\text{m}^3$ );

$a$  = una costante, pari al valore del rapporto tra il peso molecolare del ferro ed il peso molecolare dell'acido solfidrico:  $\frac{56}{34} \approx 1.6$ ;

$\beta$  = costante uguale a 1, se il sale di ferro è aggiunto quando l'acido solfidrico è già formato, oppure superiore ad 1.5, se lo si aggiunge prima che l'acido solfidrico si sia formato;

$C_{\text{s}}$  = solfuri totali disponibili nei liquami, il valore di questo parametro normalmente varia tra 15 mg/l e 20 mg/l nei liquami domestici;

$C_{\text{a.s.}}$  = concentrazione dell'acido solfidrico, misurata o prevista (mg/l).

Sebbene sia estremamente efficace, questo sistema non riesce a risolvere il problema dell'odore caratteristico delle fogne, in quanto agisce soltanto sulla formazione dell'acido solfidrico e non ha effetti su altre molecole chimiche odorose.

Il maggiore problema posto dall'utilizzo di questo sistema sono, comunque, gli alti costi di gestione. Infatti, per poter ottenere una risposta soddisfacente bisogna utilizzare quantità elevate di reagente.

## 5.2 - SISTEMI FINALIZZATI AL CONTENIMENTO

### 5.2.1 – Mascheramento

Questo sistema sfrutta le proprietà odorose gradevoli di singole sostanze (o di miscele di più sostanze) che vengono miscelate all'aria maleodorante da trattare proprio affinché ne mascherino l'odore. Questi "agenti mascheranti" hanno una duplice azione: da un lato riescono a coprire un odore con il proprio, dall'altro vanno ad agire sul sistema olfattivo riducendone parzialmente la capacità percettiva.

Le sostanze profumate usate come agenti mascheranti sono numerose, di solito sono composti organici di facile reperimento ed utilizzo che riescono ad agire in un range abbastanza ampio di situazioni, riuscendo a mascherare una vasta gamma di tipologie di odore.

Nonostante possa sembrare di facile ed immediata applicazione, questo metodo presenta diversi punti deboli:

- 1) innanzitutto l'aria viene trattata aggiungendo un'altra sostanza chimica alla miscela che compone l'odore e non sottraendone alcuna; l'agente mascherante potrebbe avere delle implicazioni sconosciute sia di per sé sia dovute all'interazione con gli altri componenti della miscela e poi, nell'eventualità che fossero presenti sostanze tossiche, queste non soltanto non sarebbero abbattute, ma una volta nascoste, potrebbero vedere aumentato il loro potenziale di pericolosità;
- 2) la sua efficienza è sempre relativa; i fattori che la influenzano sono:
  - a) la natura della sostanza profumata utilizzata: in un impianto di depurazione il cattivo odore non è mai imputabile ad una singola sostanza e nonostante gli agenti mascheranti riescano a coprire l'odore di molti composti chimici, la loro efficacia non è uguale per tutti;
  - b) il dosaggio: in un impianto di depurazione la quantità di odore prodotto non è costante nel tempo, ma varia in funzione del tipo di composti presenti nei liquami, della loro quantità e di tutti i parametri che su questi due fattori influiscono. Per ovviare a questa discontinuità, bisognerebbe variare il dosaggio degli agenti mascheranti nelle diverse condizioni e questa è un'operazione di difficile attuazione pratica;
  - c) le condizioni di applicazione: bisogna prevedere l'influenza delle condizioni meteorologiche sulla dispersione della sostanza gassosa profumata. Condizioni particolari di vento potrebbero disperdere troppo l'agente mascherante oppure direzionarlo inopportuno, rendendo inutile il suo utilizzo, in entrambi i casi.

### 5.2.2 – Copertura delle opere

Questo secondo sistema di contenimento sfrutta le proprietà fisiche di trasporto dei gas. A parità di altri parametri ambientali, un gas disciolto in un mezzo liquido passa allo stato gassoso in una misura che è proporzionale alla quantità dello stesso gas nella fase aerea sovrastante il liquido stesso. In altre parole i due sistemi tendono all'equilibrio, le particelle di gas tendono ad assumere lo stesso valore di concentrazione nei due mezzi contigui. Coprendo, quindi, le strutture che contengono materiali da cui esalano particelle gassose maleodoranti, si cerca di aumentare la concentrazione di questi composti gassosi

nell'ambiente aereo interno e ciò è causa di un minore rilascio di gas da parte della sorgente trattata.

Le coperture possono essere di diversi tipi, riconducibili a due categorie fondamentali: le coperture a livello e le coperture in altezza. Le prime sono strutturate in modo da essere disposte immediatamente sopra la superficie liquida, creando così uno spazio di testa limitato, le seconde, invece, sono utilizzate per creare *ex novo* strutture di ricoprimento sopra quelle a livello.

Diversi materiali possono essere utilizzati per costruire strutture di contenimento degli odori, ognuno di essi ha diverse proprietà fisiche e quindi diversi gradi di applicabilità alle strutture delle diverse sezioni di trattamento di un impianto di depurazione. Anche il costo ha una sua importanza nella scelta del materiale da utilizzare caso per caso (esso dipende dal costo del materiale grezzo, dalla sua disponibilità *in loco* e dagli eventuali costi aggiuntivi di trasporto, ecc.)

I materiali più utilizzati sono: il calcestruzzo, il legno, particolari tessuti, alluminio e fibre plastiche rinforzate.

- Il calcestruzzo normalmente è utilizzato per coperture a livello per coprire in maniera definitiva quelle sorgenti che non emanano grosse quantità di sostanze eccessivamente corrosive, come i canali degli effluenti e le vasche. Per evitarne il deterioramento le coperture in calcestruzzo possono essere rivestite con polietilene ad alta densità o altri materiali plastici simili. Il costo relativo medio di questo metodo è basso.
- Il legno può essere utilizzato per coperture a livello. Essendo relativamente leggero e facilmente modellabile è adatto a coprire canali e vasche di varie forme. Sfortunatamente è per sua natura molto deperibile quando esposto alle intemperie e quindi non è utilizzabile per coperture definitive, anche se può essere ricoperto con materiale plastico. Il costo relativo medio di questo metodo è basso.
- I tessuti sono utilizzati per le coperture in altezza. Un materiale molto utilizzato, per creare questi tessuti, è il PVC coperto con poliestere e spesso con fluoruro di polivinile per ridurre la corrosione. La loro caratteristica flessibilità permette di conformarli in molteplici forme. Di solito i teloni di questi tessuti sono distesi al di sopra di strutture di supporto realizzate all'uopo in materiali resistenti alla corrosione, come l'alluminio o l'acciaio. Il più grande vantaggio offerto da questi materiali è che sono disponibili in una vasta gamma di colori. Normalmente sono utilizzati bianchi, perché essendo traslucidi, permettono una grande visibilità all'interno, durante il giorno. Il costo relativo medio di questo metodo è moderato.
- L'alluminio è molto utilizzato come materiale di ricoprimento. Il suo maggior pregio è l'elevato rapporto resistenza-peso e la grande malleabilità che consente di modellarlo facilmente e di adattarlo alle più svariate forme di canale e vasche. Inoltre è estremamente resistente alla corrosione. Il costo relativo medio di questo metodo è alto.
- Anche le fibre plastiche rinforzate sono molto utilizzate per le coperture all'interno degli impianti di depurazione, sia per coperture a livello sia per quelle in altezza. Esse sono costruite con resine particolari, presentano un elevato rapporto resistenza-peso, una elevata resistenza alla corrosione ed al deterioramento dovuto ai raggi ultravioletti, possono essere facilmente adattate ad una grande varietà di forme e dimensioni e sono costituite di materiali relativamente economici. La conformazione più comune impartita alle coperture in fibre plastiche rinforzate è quella a cupola e normalmente la forma

complessiva è ottenuta facendo diramare da un cerchio centrale tanti segmenti modulari a galleria che abbracciano l'intera larghezza della struttura. Il costo relativo medio di questo metodo è alto.

### **Ricopertura con sfere plastiche**

Un metodo di copertura particolare è l'utilizzo di sfere plastiche, a diverso diametro, galleggianti sulla superficie dei liquami che stazionano in bacini aperti. A parità di altre condizioni ambientali, riducendo, con questo sistema, la superficie di esposizione del mezzo liquidi all'aria, si riduce il grado di evaporazione, a volte in maniera considerevole. Riducendo il passaggio di sostanze gassose dalla fase liquida a quella aerea si riducono conseguentemente i problemi di odore che esso comporta.

## 5.3 - SISTEMI FINALIZZATI ALLA NEUTRALIZZAZIONE DEGLI ODORI

### 5.3.1. - Neutralizzazione Chimica

#### *Assorbimento*

Al contrario dei metodi precedentemente descritti, il metodo dell'assorbimento prevede il trasferimento di molecole gassose da un mezzo ad un altro di diversa natura. Questo metodo, infatti, utilizza un mezzo liquido come filtro per le particelle di gas maleodorante, sottratte all'aria trattata (esso è chiamato anche lavaggio chimico o abbattimento ad umido).

Il fattore principale che regola l'efficacia del sistema è la velocità di trasferimento. Essa dipende, evidentemente, dall'ampiezza della superficie di contatto tra i due mezzi e poi dalla natura del mezzo liquido utilizzato.

Per scegliere il liquido di lavaggio più adatto al caso in esame bisogna tener conto delle caratteristiche chimico-fisiche, soprattutto quelle che regolano la solubilità, della sostanza da neutralizzare. Il liquido più utilizzato è naturalmente l'acqua e le sue soluzioni con reattivi specifici.

Si utilizza l'acqua pura quando si deve assorbire una sostanza idrofila; il processo è regolato soltanto dalle leggi della fisica dei fluidi infatti dipende dal grado di solubilità della sostanza, il quale può essere ricavato dalla legge di Henry ed è inversamente proporzionale alla temperatura.

Si utilizzano, invece, soluzioni acquose contenenti particolari sostanze chimiche, quando bisogna neutralizzare delle sostanze gassose a basso grado di solubilità. I soluti, componenti della miscela, devono essere scelti di volta in volta in base al loro grado di reattività con le sostanze da abbattere. Il processo, in questo caso più complesso, segue anche le leggi della chimica e dipende dalla cinetica delle reazioni che avvengono tra la soluzione di lavaggio e le molecole gassose maleodoranti. Le sostanze chimiche presenti in soluzione agiscono aumentando la velocità di solubilizzazione.

Nella maggior parte dei casi, l'aria maleodorante contiene miscele di sostanze gassose, ognuna delle quali dà un proprio apporto all'odore totale; proprio per questo motivo durante il processo di deodorizzazione non è possibile utilizzare un unico liquido di lavaggio, che potrebbe non essere efficace per tutti i composti presenti nella miscela. Ad esempio, sono davvero poche le sostanze facilmente solubili in acqua, lo sono l'ammoniaca e gli acidi grassi a basso peso molecolare, quindi normalmente il processo di assorbimento viene effettuato in più stadi, che utilizzano, in sequenza, diversi liquidi di lavaggio.

Le soluzioni di lavaggio agiscono in due modi: neutralizzando oppure ossidando le sostanze maleodoranti; quelle più usate sono:

- soluzioni di idrossido di sodio [NaOH] e di bicarbonato di sodio [Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>], soluzioni basiche capaci di rimuovere gli acidi organici ed i composti solforati;
- soluzioni di ipoclorito di sodio [NaOCl] e di permanganato di potassio [KMnO<sub>4</sub>], soluzioni basiche ossidanti capaci di rimuovere i composti solforati e le aldeidi;
- soluzioni di perossido d'idrogeno [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>], ozono [O<sub>3</sub>], soluzioni capaci di ossidare i prodotti solforati;

- soluzioni di acido solforico [H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>], acido cloridrico [HCl], soluzioni acide capaci di rimuovere i composti azotati.

Considerando che non è possibile prevedere un liquido di lavaggio, con relativo stadio di trattamento, per ogni singolo costituente della miscela maleodorante, solitamente si utilizzano apparecchiature colonnari disposte in serie, di due o tre, riempite con i diversi liquidi: nella prima, per sottrarre i composti solforati si usa una soluzione basica [NaOH] od una soluzione basica leggermente ossidante, nella seconda, per sottrarre i composti dell'azoto, si usa una soluzione acida [H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>] o acida leggermente ossidante e nella terza, facoltativa, si usa una soluzione ossidante basica, per rimuovere i composti organici.

Naturalmente, al variare dei reagenti, variano anche le condizioni, soprattutto quelle di pH, e le quantità da utilizzare.

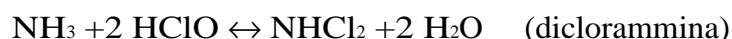
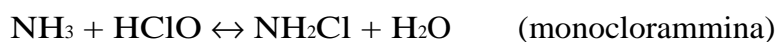
Nella tabella 9 sono riportati sinotticamente i valori del pH e dei consumi dei reattivi (in moli): se l'agente ossidante è il cloro, il valore del pH necessario per ossidare i composti organici è vicino alla neutralità ed i consumi di reagenti compresi tra 0.1 e 3; per l'idrogeno solforato il pH è circa 9 e per i mercaptani è 11, con consumi di circa 4.

Se l'agente ossidante, invece è l'ozono, per l'ossidazione dell'idrogeno solforato e dei mercaptani sono necessari valori di pH intorno a 9-9.5 e, al contrario, per ossidare i composti azotati, il pH deve essere debolmente acido, con un valore <6.5

Composto da abbattere	Ossidazione con cloro		Ossidazione con ozono	
	Consumo reattivo (moli <sub>reattivo</sub> /moli <sub>composto</sub> )	pH	Consumo reattivo (moli <sub>reattivo</sub> / moli <sub>composto</sub> )	pH
Idrogeno solforato	4	10	1	> 9
Idrogeno solforato	1	7		
Metilmercaptano	4	11	0,9	> 9
Etilammina	n.d.	n.d.	2	< 6,5
Trimetilammina	n.d.	n.d.	2	< 6,5
Aldeidi alifatiche	< 0,1	7	1	n.d.
Alcoli primari (R-CH <sub>2</sub> OH)	< 0,1	7	1	n.d.
Chetoni alifatici (R-CO-R)	3	7	2	n.d.

**Tab. 9** – Quantità di reattivi consumate e valori di pH necessari per l'ossidazione di alcuni composti maleodoranti (Cernuschi, Torretta, 1996).

Particolare attenzione deve essere posta nella scelta del liquido di lavaggio, non soltanto per tutti i motivi finora esaminati e per poter ottenere il massimo del risultato con il minimo delle spese, ma anche perché il trattamento non deve essere esso stesso fonte di cattivi odori. Nel caso di soluzioni acquose di ipoclorito, ad esempio, le reazioni con l'ammoniaca portano alla formazione di clorammine, composti organici maleodoranti:







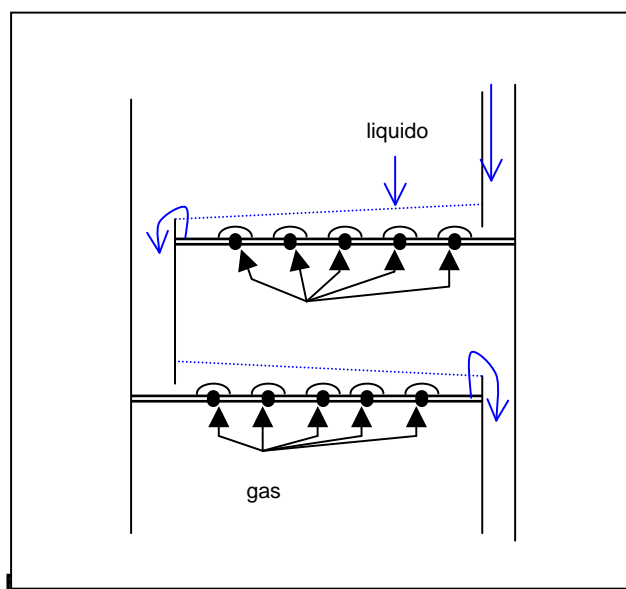
Sotto quest'aspetto è sicuramente più conveniente usare l'ozono.

Sempre dal punto di vista dei prodotti, bisogna fare attenzione anche ai prodotti delle reazioni di neutralizzazione e tener conto, ad esempio, che i cloruri hanno una maggiore solubilità rispetto ai solfati e quindi necessitano di un minor numero d'accorgimenti nelle fasi di ricircolo e di smaltimento.

Per la depurazione dell'aria tramite il processo dell'assorbimento si utilizzano degli impianti particolari, chiamati lavatori. Essi sono costruiti in modo tale da velocizzare il più possibile il trasferimento di particelle attraverso i due mezzi, ottimizzandolo con il più ampio contatto possibile tra l'aria da depurare ed il liquido di lavaggio e con i tempi di permanenza ed i livelli di turbolenza più adatti.

Esistono quattro categorie fondamentali in cui possono essere classificati i lavatori, in base alle loro caratteristiche costruttive e funzionali; esse sono, disposte in ordine di efficienza crescente:

- le camere a spruzzo o a bolle di gas: sono impianti molto semplici, camere vuote in cui il liquido assorbente viene spruzzato in un flusso controcorrente o laterale a quello del gas. Poiché con questo sistema il rapporto liquido/gas è basso, esso non riesce ad assorbire grandi quantità di particelle maleodoranti e quindi non è idoneo a trattare grandi quantità di aria nelle quali sia necessario ottenere una depurazione > 95 %. Inoltre per vizi di costruzione, il liquido non riesce ad avere una distribuzione uniforme e ciò produce vortici e percorsi preferenziali, cause d'ulteriore limitazione dell'efficienza del sistema;
- i Venturi: la loro caratteristica principale è l'elevata velocità con cui avviene il contatto tra il liquido di lavaggio ed il flusso d'aria. Ciò, sebbene sia causa di un altissimo grado di miscelazione tra i mezzi, comporta il fatto che, nei tempi brevissimi di contatto, soltanto piccole quantità di particelle di gas riescono ad essere trasferite (e soltanto per quelle sostanze che presentano alta solubilità nel liquido di lavaggio utilizzato). Sono sicuramente adatti, però, alla depolverazione ad umido. Vanno incontro a perdite di carico elevate e possono trattare soddisfacentemente soltanto portate < 1000-2000 mc/h;
- le colonne a piatti, sono delle strutture a sezione circolare divise in sezioni da piatti forati disposti trasversalmente all'asse della colonna (fig. 14). Il liquido, fatto entrare dall'alto, scende di piatto in piatto attraverso stramazzi laterali ed il gas, fatto entrare dal basso, attraversa i fori dei piatti, nel verso opposto. La velocità di trasferimento del gas deve essere capace di contrastare il passaggio del liquido attraverso i fori dei piatti (per questo motivo, di solito, si usano anche delle piccole campane a ricopertura dei fori sulla faccia superiore di ogni piatto), ma tale da non trascinare con sé gocce di liquido. La cinetica delle reazioni è abbastanza lenta. Questo sistema si è rilevato adatto soprattutto in caso d'aria contenente una rilevante quantità di particelle solide, di liquidi che con facilità danno luogo a schiuma;



- le torri a riempimento: sono apparecchiature molto simili alle precedenti colonne a piatti, a differenza di quelle però danno buoni risultati quando avvengono reazioni chimiche a cinetica elevata, possono trattare portate maggiori, presentano perdite di carico leggermente inferiori e costi più bassi.

Le torri a riempimento sono le apparecchiature più utilizzate per gli impianti di deodorizzazione, poiché, attualmente, sono quelle che riescono ad assicurare il massimo dell'efficacia. Per questo motivo vale la pena dilungarsi un po' in più sulla loro costituzione e sul loro funzionamento.

Normalmente, le torri a riempimento sono delle strutture a sezione circolare contenenti materiale di riempimento, avente la funzione di aumentare la superficie sulla quale va a stendersi il liquido e sulla quale, dunque, può avvenire il trasferimento di particelle gassose tra i due mezzi che procedono in controcorrente (fig. 15). Il gas è fatto entrare nella torre dal basso ed il liquido dall'alto cosicché va a disporsi uniformemente, sotto forma di film, su tutta la superficie esterna degli elementi del riempimento.

Il materiale e la forma degli elementi che costituiscono il riempimento sono estremamente importanti: essi possono essere a forma di anello, di spirale o di sella (e comunque in tutte le forme che possano ridurre al minimo le perdite di carico), fabbricati in ceramica, plastica o metallo e di dimensioni variabili da 0.5 a 10 cm (e comunque, che assicurino superfici specifiche elevate, fino a 1000 mq/mc).

Gli elementi del materiale di riempimento possono essere inseriti all'interno della colonna in maniera da avere una disposizione caotica oppure ordinata. Sebbene la prima disposizione assicuri una maggiore superficie di interscambio, la seconda consente di ottenere perdite di carico minori e minori possibilità che il liquido segua percorsi preferenziali.

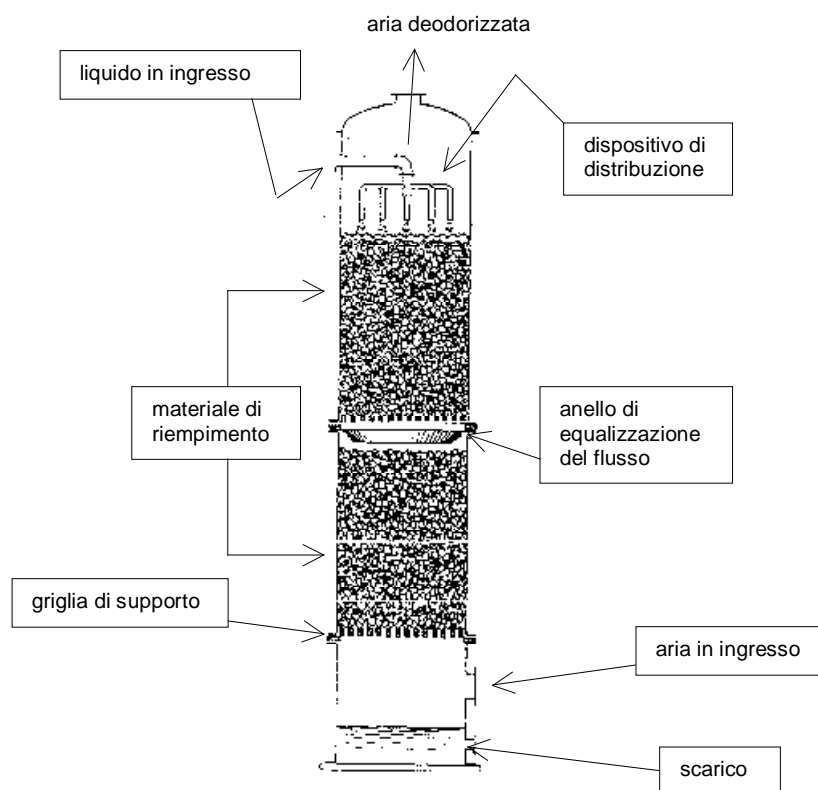


Fig. 16 – Sezione longitudinale di una colonna di assorbimento (Cernuschi, Torretta, 1996).

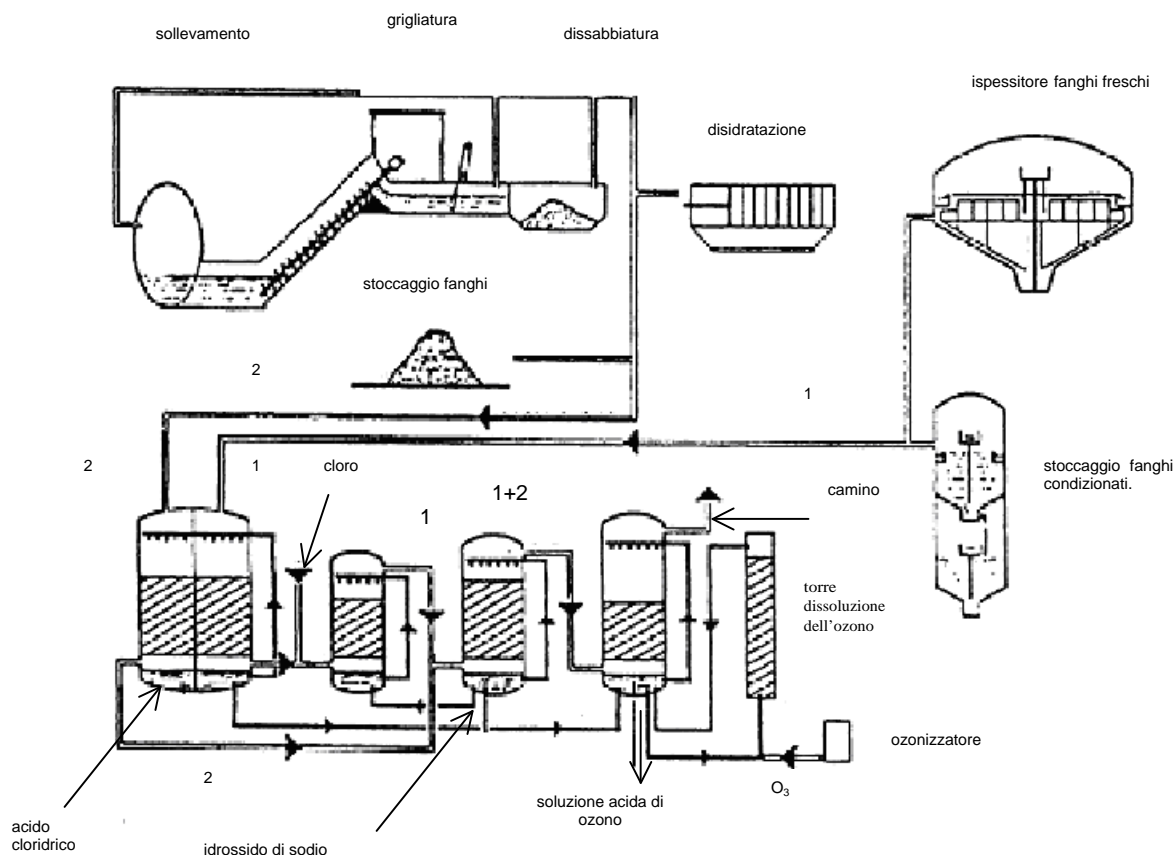
In prossimità della valvola di uscita del gas depurato, sulla sommità della colonna, è disposto un congegno di antitrascinamento, che elimina possibili goccioline residue dal gas purificato.

Soprattutto nel caso in cui il liquido di lavaggio è una soluzione, i cui costituenti reagiscono chimicamente con le molecole da abbattere, esso viene ricircolato; per far sì che le reazioni avvengano sempre nelle condizioni più adatte, le colonne a riempimento sono corredate anche di sistemi di controllo, soprattutto del pH e del potenziale Redox.

Di seguito riportiamo due esempi d'impianti di deodorizzazione che utilizzano il sistema dell'assorbimento.

Il primo schema, in figura 16, raffigura un impianto che deve trattare portate gassose notevoli. Esso è strutturato in modo tale da sfruttare l'azione di ben quattro colonne a riempimento, disposte in serie, collegate a due flussi di diversa provenienza: il primo flusso contiene gli odori derivanti da diverse sezioni della linea fanghi (ispessitori, stoccaggio, filtropressatura) ed è "lavato" inizialmente con una soluzione di acido solforico a pH 3, successivamente con una soluzione di cloro a pH basico, poi con un'ennesima soluzione basica di idrossido di sodio ed, infine, è ossidato, in ambiente acido, con ozono. Anche il secondo flusso, che raccoglie gli odori provenienti dalle prime sezioni di trattamento e che perciò è meno concentrato, è trattato allo stesso modo, ma non subisce l'ossidazione con

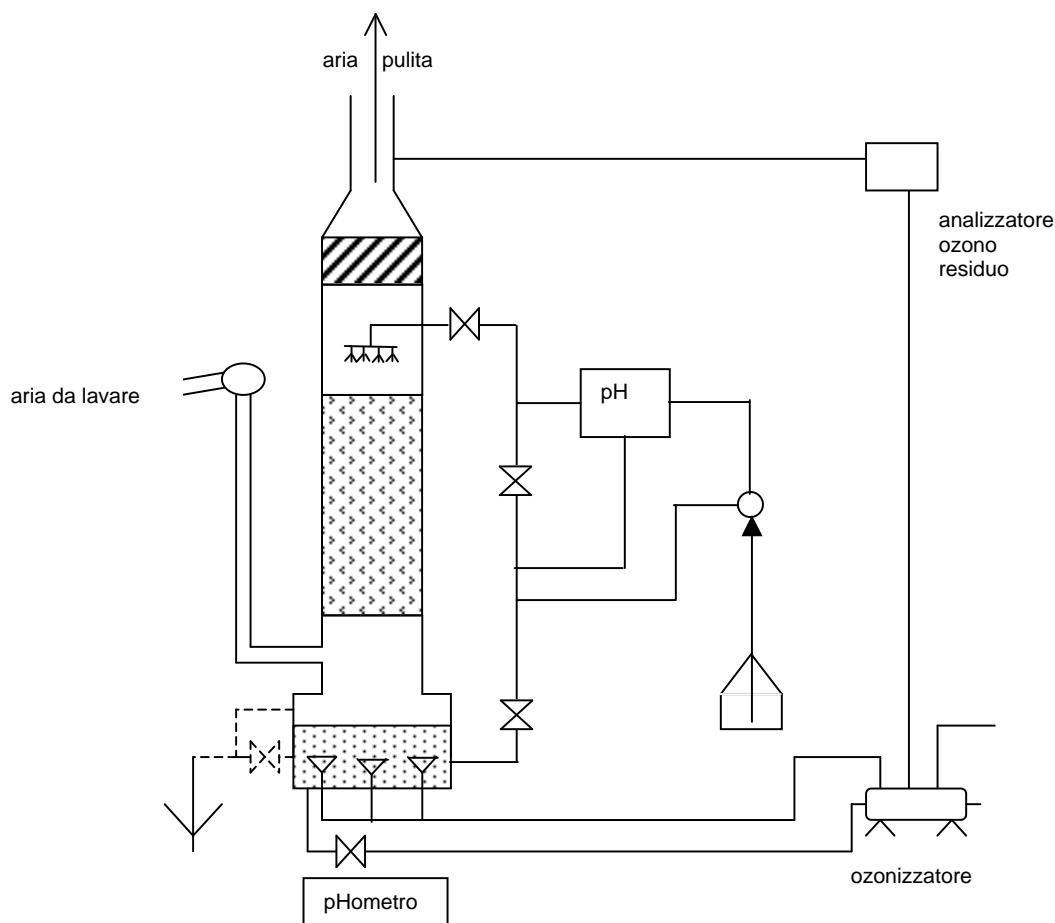
cloro. Nella seconda colonna il cloro gassoso viene aggiunto direttamente all'aria da purificare. L'ozono (deve essere prodotto *in loco* tramite un ozonizzatore, a causa della sua elevata instabilità) viene miscelato con acqua in un'apposita torre di dissoluzione, prima di essere introdotto nella quarta colonna.



**Fig. 17** – Rappresentazione schematica di un impianto di assorbimento odori con colonne a riempimento (Cernuschi S., Torretta V., 1996).

Il secondo esempio, riguarda un impianto di deodorizzazione che utilizza soltanto ozono per l'assorbimento. Nella fig. 17 è schematizzata, semplificandola, la struttura di un impianto del genere: il liquido di lavaggio utilizzato è una soluzione acquosa di ozono, creato *in loco* dall'ozonizzatore. La soluzione viene introdotta nella colonna dal basso, al suo interno, sul fondo, si forma una zona di accumulo del liquido, all'interno della quale diffusori a piastra provvedono alla dissoluzione dell'ozono. L'aria da "lavare" viene introdotta nella colonna ad un livello leggermente superiore. I gas si mescolano nel corpo della colonna, in corrispondenza del materiale di riempimento, fino al raggiungimento dello sfiato. Il liquido di lavaggio viene ricircolato e proprio sul sistema del ricircolo sono posti pH-metri per monitorare e regolare il pH. Un analizzatore dell'ozono residuo, collegato al tragitto d'uscita dell'aria pulita, consente di monitorarne l'emissione nell'atmosfera. In alcuni casi, a questo schema base, possono essere aggiunti dei dispositivi che veicolano

l'ozono, quello che non si è disciolto nel liquido, direttamente in forma gassosa all'interno dell'aria da pulire non ancora entrata nella colonna.



**Fig. 18** – Rappresentazione schematica di un impianto di assorbimento degli odori a ozono (modificato Cernuschi S., Torretta V., 1996).

### Ossidazione in fase gassosa

L'immissione diretta di un agente ossidante gassoso nell'aria da trattare è un sistema utilizzato anche non in combinazione con le colonne a riempimento (cfr. paragrafo precedente).

L'ossidazione in fase gassosa, infatti, è un trattamento utilizzato negli Stati Uniti ed in Inghilterra fin già dagli anni '30 nelle sezioni di deodorizzazione dell'aria in uscita da impianti di depurazione delle acque reflue e da vari tipi d'opifici.

Anche in questo caso, il reattivo più utilizzato è l'ozono, in virtù della sua grande forza di ossidazione.

Sebbene questo sistema riesca a dare risultati soddisfacenti per alcuni tipi di effluenti gassosi maleodoranti, esso non riesce, tuttavia, ad ottenere una efficienza generalizzata particolarmente alta.

Infatti, normalmente, nella pratica degli impianti di depurazione non si opera in condizioni nelle quali si otterrebbe la migliore efficacia del sistema, ad esempio:

- la reazione di ossidazione ad opera di ozono dei composti chimici generalmente presenti nella miscela maleodorante in uscita da un impianto di depurazione della acque reflue, prosegue secondo una cinetica abbastanza lenta e quindi per ottenere la completa neutralizzazione chimica (per ossidazione) sono necessari tempi di contatto decisamente superiori a quelli normalmente previsti dalla pratica;
- normalmente, il dosaggio di ozono utilizzato negli impianti di depurazione è di 6-12 mg  $O_3/m^3$  di gas maleodorante e la sua concentrazione è di 16-20 mg ozono/  $m^3$  di aria proveniente dal generatore. Il rapporto tra la portata del flusso d'aria da ossidare e quella del flusso d'aria che contiene l'ozono è sempre elevato. Ciò non favorisce il miglior grado di miscelazione tra le due masse gassose. Nota: la frase è stata variata

NOTA: VERIFICARE UNITA' DI MISURA non sono g/  $m^3$ ?

### 5.3.2. – Neutralizzazione fisica

#### *Adsorbimento*

Il processo dell'adsorbimento, chiamato anche abbattimento a secco, prevede la ritenzione superficiale delle molecole del gas maleodorante da parte di materiali particolari, detti appunto adsorbenti (che hanno, cioè, la capacità di trattenere soltanto in superficie le molecole con cui vengono in contatto, ma non se ne impregnano).

Il processo avviene a seguito di reazioni chimico - fisiche: le reazioni puramente fisiche realizzano molto velocemente il trasferimento delle particelle gassose da eliminare dall'aria al materiale adsorbente, hanno bassa selettività e sono esotermiche e reversibili; le reazioni puramente chimiche sono caratterizzate da selettività decisamente maggiore, da cinetiche più lente, da quantità di calore sviluppato più alte e da una bassa reversibilità. Normalmente è difficile scindere il processo in questi due stadi, le reazioni avvengono quasi contemporaneamente con l'adsorbimento fisico che favorisce enormemente lo svolgersi di quello chimico.

Le caratteristiche che contraddistinguono un buon materiale adsorbente sono:

- 1 grande superficie specifica,  $\approx 1000-1500$  mq/g;
- 2 attività elevata;
- 3 grande capacità di ritenzione e saturazione;
- 4 adeguata selettività;
- 5 capacità di lavoro: stabilità delle caratteristiche così da permettere un elevato numero di cicli lavorativi senza apprezzabile perdita d'efficienza;
- 6 capacità adsorbente definita come rapporto tra la massa di sostanza adsorbita e la massa di adsorbente (isoterma di adsorbimento)<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> La capacità adsorbente del carbone attivo varia in funzione della temperatura e della concentrazione della sostanza che deve essere adsorbita. Essa è normalmente rappresentata graficamente attraverso le isoterme d'adsorbimento, ottenute attraverso la sperimentazione in laboratorio valutando, ad una fissata temperatura ed all'equilibrio, la massa di sostanza adsorbita in funzione della massa impiegata di mezzo adsorbente.

Per il trattamento tramite adsorbimento degli odori degli impianti di smaltimento delle acque reflue, i materiali adsorbenti più utilizzati sono l'allumina e soprattutto il carbone attivo, preferito su tutti per la sua azione ad ampio spettro, che lo rende adatto all'adsorbimento di miscele composte anche da molteplici sostanze molto diverse fra loro.

La maggior parte delle sostanze organiche sono ben adsorbite dal carbone attivo; sfortunatamente, però, la sua affinità non è elevata proprio con alcuni composti chimici caratteristici dell'aria degli impianti di depurazione delle acque, come l'acido solfidrico, l'ammoniaca e la formaldeide.

Per questo motivo i carboni utilizzati in queste strutture sono preventivamente trattati con sostanze che ne accentuino il potere adsorbente o che favoriscano l'istaurarsi di reazioni di decomposizione; le sostanze usate a questo scopo sono il sodio o lo iodio, per l'adsorbimento dell'acido solfidrico, e alcuni acidi (e sali) di rame, per l'adsorbimento dell'ammoniaca (Cernuschi, Torretta, 1996).

La tabella 10 riporta un giudizio qualitativo sul grado di affinità dei carboni normali e di quelli trattati rispetto ad alcuni composti normalmente presenti nei liquami urbani. Essa riporta, inoltre, la ritentività<sup>2</sup> dei carboni normali nei confronti delle stesse sostanze.

Composto	Carboni normali		Carboni trattati Affinità'
	Affinità'	Retentività'	
Idrogeno solforato	adsorbimento sconsigliato	3	bassa, con trattenimento <10% in peso
Metilmercaptano	media, con trattenimento tra 10% e 25% in peso	20	
Ammoniaca	adsorbimento sconsigliato	trascurabile	bassa, con trattenimento <10% in peso
Indolo	media, con trattenimento tra 10% e 25% in peso	25	
Scatolo	non disponibile	25	
Acetico	elevata trattenimento >25% in peso	30	

La struttura delle isoterme dipende dalle caratteristiche dell'adsorbente (la natura fisico-chimica, la superficie specifica, il volume dei pori e la granulometria) e della sostanza da adsorbire (la natura chimica, le dimensioni e la polarità).

Su campo, comunque, la capacità totale di adsorbimento può essere influenzata da fattori che non possono essere riprodotti in laboratorio; la capacità della sostanza in esame di essere adsorbita, ad esempio, può essere abbassata da fenomeni d'interazione con altre sostanze contenute nella miscela; agisce in questo modo, ad esempio, l'umidità; mentre la capacità adsorbente del materiale può essere abbassata dalla rigenerazione e dal tipo d'impianto adoperato.

Per questo motivo, normalmente, le isoterme d'adsorbimento sono utilizzate per un generico dimensionamento del sistema e si fa riferimento, invece, alle capacità di lavoro del carbone, acquisite dalla pratica.

<sup>2</sup> ritentività = percentuale (in peso) di sostanza trattenuta, precedentemente contenuta in un flusso di aria secca tenuto a  $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$  e  $P = 1\text{ atm}$ .

Butirrico	elevata trattenimento >25% in peso	35	
Valerico	non disponibile	35	
Formaldeide	adsorbimento sconsigliato	trascurabile	
Acetaldeide	bassa, con trattenimento <10% in peso	7	
Aldeide butirrica	media, con trattenimento tra 10% e 25% in peso	21	
Acetone	media, con trattenimento tra 10% e 25% in peso	15	

**Tab. 10** – Valori dell’affinità dei carboni normali ed attivi e valori della retentività dei carboni normali rispetto ad alcune sostanze maleodoranti (Cernuschi, Torretta, 1996).

Normalmente, le apparecchiature che effettuano il processo dell’adsorbimento veicolano l’aria da purificare attraverso dei grandi letti fissi di carbone.

Quando bisogna trattare un flusso d’aria proveniente da sorgenti di dimensioni contenute e la cui portata sia minima, si può utilizzare anche una struttura mobile posta in prossimità della sorgente. In essa si alloggiano, in serie, più maneggevoli pannelli mobili di carbone dello spessore di massimo 10 cm, che possono essere facilmente rimpiazzati una volta che hanno esaurito il loro potere adsorbente. Una rappresentazione schematica di un’apparecchiatura di questo genere è riportata in figura 18:



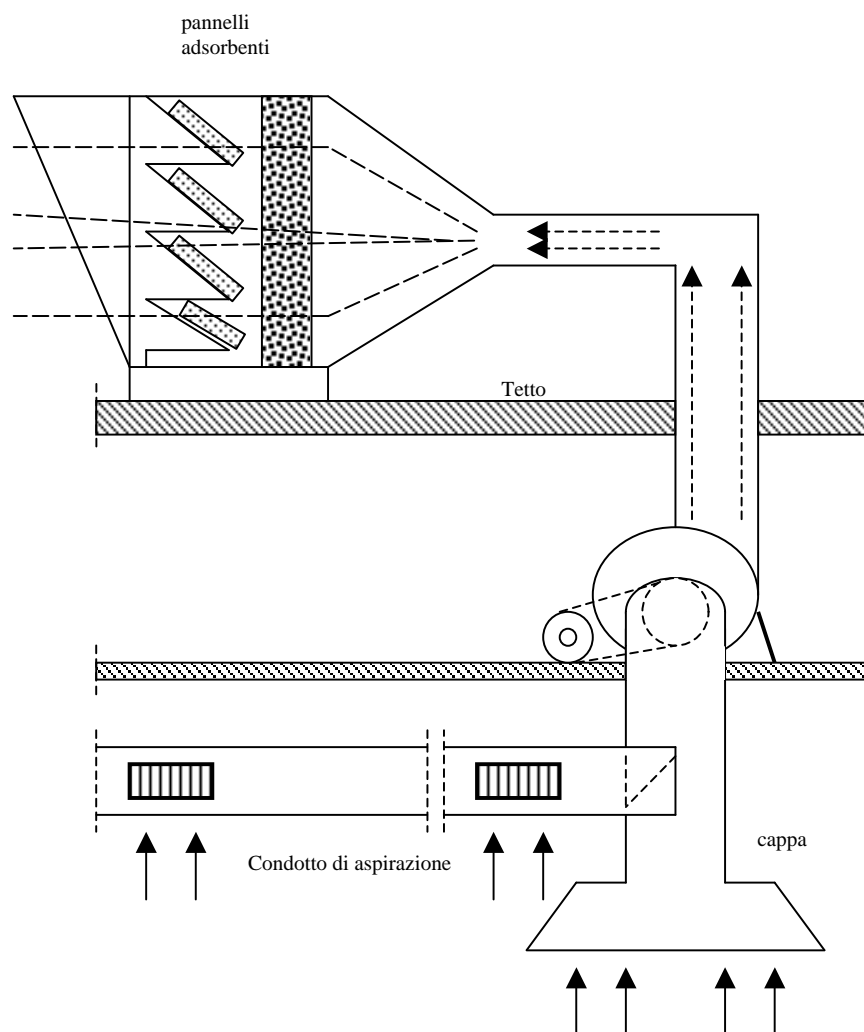
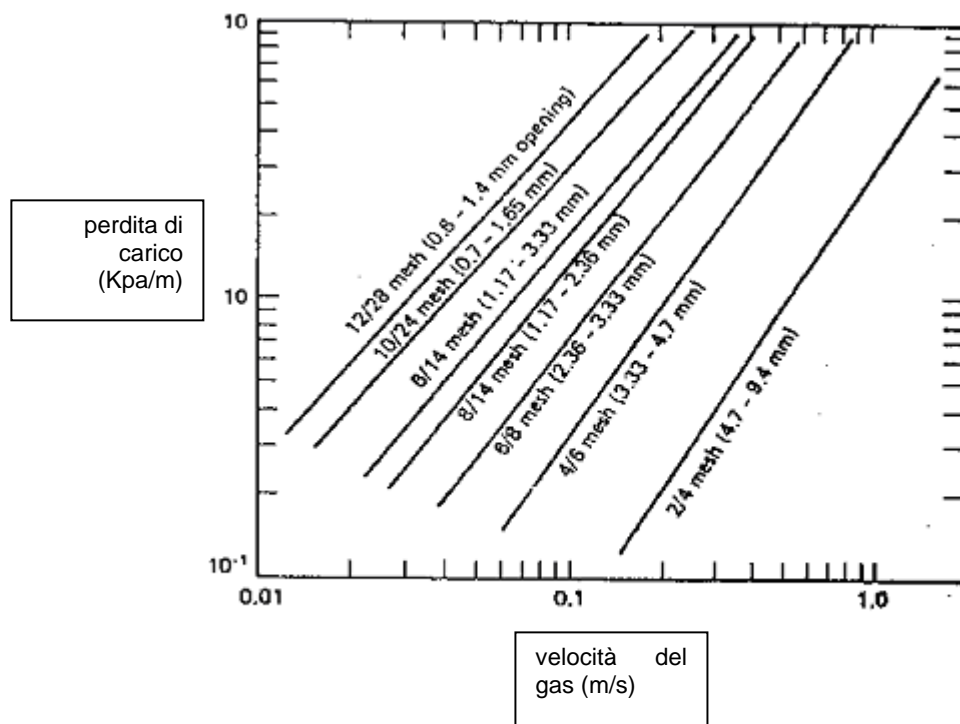


Fig. 19 – Rappresentazione schematica di un impianto a pannelli adsorbenti di carbone attivo (Cernuschi S., Torretta V., 1996).

Quando, invece, bisogna trattare flussi a portata consistente, si utilizzano delle colonne, in cui l'aria da trattare resta in contatto con il materiale adsorbente per tempi abbastanza lunghi ed il flusso gassoso riesce ad essere distribuito più uniformemente; nonostante queste cose comportino una maggiore efficienza, questo sistema è caratterizzato da più ingenti perdite di carico. A meno di casi particolari, qualunque dei due sia il metodo utilizzato, normalmente il materiale adsorbente non è rigenerato *in loco*.

I valori da utilizzare per il dimensionamento del sistema sono difficilmente ricavabili per via analitica, ma derivano dall'esperienza acquisita su campo.

I fattori da variare sono la velocità del gas ed il tempo di permanenza e, noti questi parametri, si può dare un valore all'altezza ed alla sezione del letto. La relazione tra le perdite di carico per unità di altezza del letto adsorbente e la velocità alla quale il gas attraversa il letto di carbone attivo, si può ottenere tramite equazioni descrittive oppure tramite grafici in cui l'elemento discriminante è la granulometria delle particelle di carbone. Un esempio di questo grafico è riportato in figura 19:



**Fig. 20** – Relazione tra la velocità del flusso d'aria e le perdite di carico che si verificano, in funzione della granulometria del materiale (Cernuschi S., Torretta V., 1996).

Nella tab. 11 sono riportati i valori di diverse condizioni operative e parametri di dimensionamento utilizzati nel trattamento di adsorbimento degli odori in un impianto di smaltimento delle acque reflue, paragonando il sistema del letto fisso oppure quello dei pannelli mobili. Lo spessore dei pannelli adsorbenti assume valori compresi tra 15 e 30 mm, le velocità superficiali sono di 15-30 cm/secondo e le relative perdite di carico sono di 2-3 kPa/m.

Lo spessore del letto fisso è di 0.5-1 m, le velocità superficiali sono di 25-50 cm/s con relative perdite di carico di 2-8 kPa/m, naturalmente, in questo secondo caso, i tempi di contatto tra l'aria ed il materiale adsorbente saranno dilatati.

<i>Parametro</i>	<i>Pannelli adsorbenti</i>	<i>Letto fisso senza rigenerazione</i>
Temperatura gas (°C)	50	50
Umidità relativa gas (%)	< 50	<50
Spessore strato adsorbente (m)	0,015-0,03	0,5-1
Velocità superficiale gas (m/s)	0,15-0,3	0,25-0,5
Tempo di contatto (s)	> 0,03	> 1
Perdita di carico (kPa/m)	2-3	2-8
Capacità di lavoro (g/kg)	100-200	100-200

**Tab.11** – Valori dei principali parametri di dimensionamento e di alcune condizioni d'opera degli impianti di adsorbimento degli odori delle acque reflue (Cernuschi S., Torretta V., 1996).

Il sistema ha un grado di efficienza molto elevato che può raggiungere anche il 99%. Esso è utilizzato normalmente per separare dal flusso d'aria le sostanze difficilmente combustibili o quelle che si trovano in concentrazioni estremamente basse. I letti di carbone attivo sono particolarmente utilizzati per l'abbattimento degli odori soprattutto quelli derivanti dall'attività di diversi tipi di opifici e soprattutto quando sia necessario recuperare quelle sostanze chimiche che, pur emanando cattivo odore, possono servire per altri scopi, come alcuni solventi organici.

Dal rapporto costi-benefici si deduce, però, che il sistema risulta in realtà adatto soltanto a sorgenti puntiformi, in quanto le dimensioni delle sorgenti diffuse rendono necessarie grandi quantità di carbone attivo per il letto adsorbente, facendo così lievitare i costi dell'intervento; d'altro canto, anche scegliere il sistema dei pannelli mobili risulterebbe, in questo caso, poco comodo.

### **5.3.3. – Neutralizzazione per captazione, ventilazione e dispersione dell'aria**

Questo sistema è utilizzato per estrarre da un ambiente delimitato l'aria contenente sostanze inquinanti, pericolose o soltanto fastidiose.

Esso si realizza in due modi, si può infatti effettuare una captazione della sostanza da allontanare direttamente in corrispondenza della sua sorgente oppure ventilare in maniera diffusa l'intero locale che contiene la sorgente, in modo tale da abbassare la concentrazione della sostanza entro i limiti previsti.

La portata dell'aria che deve essere captata può essere calcolata tramite la seguente relazione:

$$Q = n \cdot V$$

dove:

Q = portata dell'aria, espressa in mc/h

n = numero dei ricambi d'aria da effettuare nell'unità di tempo

V = volume di spazio che contiene l'aria da trattare (espresso in mc).

Naturalmente dal valore assunto da Q dipenderà il costo d'investimento di un sistema per la deodorizzazione. Quindi bisogna scegliere con cura i sistemi di contenimento delle sorgenti di cattivi odori ed effettuare un adeguato numero di ricambi d'aria.

Ad esempio, è evidente che, per quanto possibile, bisogna limitare il valore di V. Se la sorgente è puntiforme (la sommità di un reattore) l'aria viziata che ne fuoriesce deve essere captata prima che entri in contatto con l'aria atmosferica. Ciò può essere effettuato prevedendo manufatti di copertura della fonte, i quali, però, lascino abbastanza spazio per le normali operazioni di manutenzione delle apparecchiature.

Quando non ci troviamo in presenza di una fonte puntiforme, questa strategia non è applicabile. In presenza di sorgenti diffuse e soprattutto volumetriche, è impensabile la captazione dell'aria alla sorgente e bisogna effettuare la ventilazione.

Sfortunatamente, in un impianto di depurazione delle acque reflue, la necessità di manovrare e mantenere le apparecchiature, costringe a racchiudere tutte le più probabili

sorgenti di odori all'interno di locali chiusi. Al loro interno dunque gli odori sprigionati dai materiali si diffondono invadendo l'intero volume.

Allora, per far variare la portata, bisogna far variare l'altro fattore della relazione, cioè aumentare il numero di ricambi d'aria in un'ora.

Non esistono, in Italia, dei valori precisi a regolamentazione del rinnovo d'aria negli ambienti lavorativi; i valori di riferimento sono quelli dettati dagli Igenisti Industriali Americani che hanno fissato i valori di soglia (TLV, cfr cap 1.2) per alcune sostanze tossiche.

Il tasso di rinnovo dell'aria comunque può essere calcolato soltanto se si conosce la potenzialità della sorgente, cioè la quantità massima di sostanze tossiche che essa è in grado di produrre; in questo modo si può abbassare la loro concentrazione fino al valore previsto.

Quest'ultima operazione naturalmente, soprattutto per una questione economica, dovrà tener conto delle frequentazione cui è sottoposto il locale da ventilare. Se la presenza di operatori al suo interno è saltuaria, è più economico, ma altrettanto utile, prevedere una ventilazione temporanea, da effettuarsi qualche tempo prima che gli operatori entrino nel locale.

Naturalmente, quindi, nei locali dove è vietato l'accesso o dove non c'è bisogno di controllo umano sulle apparecchiature, il numero di ricambi d'aria può essere bassissimo ed il tasso di ventilazione soltanto quello minimo necessario perché sia evitata la diffusione all'esterno del locale.

Comunque, qualunque sia il tasso di ventilazione prescelto, il sistema di ventilazione deve mantenere il locale leggermente in depressione.

Normalmente si ricambia l'aria tra le due e le dodici volte in un'ora.

Il locale che deve contenere la fonte di odore deve essere progettato accuratamente per questo scopo. Si devono considerare le direzioni dei venti predominanti, per evitare dispersioni verso aree abitate, e particolare cura merita il posizionamento delle bocche d'aspirazione dell'aria da trattare ed i locali devono essere provvisti di un'efficiente chiusura stagna. Proprio quest'ultimo fattore, infatti, può essere causa della formazione di correnti d'aria interne al locale, le quali possono essere mal dirette oppure troppo violente; ciò aumenta il numero di ricambi d'aria necessari, diminuendo fortemente l'efficienza del sistema.

Nelle sezioni previste aperte l'aria deve entrare ad una velocità compresa tra 0.3 e 1.5 m/sec, mentre quella dell'aria che percorre le tubazioni deve essere compresa tra 10 e 20 m/sec.

I materiali di costruzione devono essere scelti considerando che molte sostanze che emanano cattivo odore sono, contemporaneamente, anche corrosive, soprattutto in presenza di un alto tasso d'umidità (un esempio per tutti è dato dall'acido solfidrico, cfr. cap. 4.1). Quando possibile, tutte le infrastrutture e le apparecchiature dell'impianto di abbattimento degli odori dovrebbero essere costruite in materiali che presentano alta resistenza alla corrosione, primi fra tutti i materiali plastici, come il PVC, il polipropilene ed il PRFV, oppure l'acciaio inossidabile.

### *Dispersione dell'aria estratta*

In un numero limitato di casi, può essere comodo disperdere direttamente in atmosfera le sostanze maleodoranti derivanti dai trattamenti delle acque, sebbene questo non si possa considerare un effettivo sistema di trattamento dell'aria.

Il principio ispiratore di questa metodologia d'intervento è quello di abbassare la concentrazione degli odori sotto il valore dell'ATC.

L'intento, infatti, è quello di rilasciare l'aria contenente le sostanze maleodoranti nell'atmosfera, ad una altezza calcolata all'uopo; in questo modo, come conseguenza della miscelazione con l'aria atmosferica, le sostanze maleodoranti disperse in un volume d'aria maggiore assumono valori di concentrazione inferiore a quello della soglia di percezione.

Le condizioni atmosferiche (soprattutto quelle del vento) e quelle topografiche del luogo sono i fattori che devono essere considerati quando si progetta l'altezza dei camini di emissione: bisogna infatti considerare le condizioni atmosferiche peggiori possibili che, paradossalmente, in questo caso risultano essere proprio quelle di massima stabilità atmosferica. Queste, assieme a conformazioni particolari del territorio, potrebbero creare correnti preferenziali e zone di ristagno a bassa quota, le quali sono, invece, assolutamente da evitare.

Tutto ciò considerato, bisogna considerare che, affinché si verifichi un'efficace diluizione tra l'aria atmosferica con quella inquinata, quest'ultima deve essere caratterizzata da un ben determinato valore di portata. Questo valore può essere calcolato applicando, ad esempio, la formula di Sutton, che rappresenta il legame esistente tra la concentrazione massima al suolo (sottovento), la portata del flusso d'aria inquinata in uscita, il valore della quota d'emissione che dia la maggiore efficacia e le condizioni atmosferiche. La formula che esprime questa relazione è:

$$C_{\max} = \left[ 2 \cdot \frac{Q}{e\pi u \cdot h^2} \cdot \frac{\sigma_x}{\sigma_y} \right]$$

dove:

$C_{\max}$  = la soglia di concentrazione massima di sostanze inquinanti rilevata al suolo (in ppm);

$Q$  = la portata del flusso d'aria emesso (in cc/min);

$u$  = la velocità del vento (in m/min);

$e$  = la base del logaritmo naturale;

$h$  = la quota d'emissione (in m);

$\sigma_x$  e  $\sigma_y$  = la deviazione standard delle distribuzioni verticali ed orizzontali delle concentrazioni.

Possiamo esplicitare la formula precedente in funzione della portata. Se supponiamo di trovarci in una situazione in cui le condizioni atmosferiche siano sfavorevoli, cioè che sia  $\frac{\sigma_x}{\sigma_y} = 1$  e che la concentrazione massima, calcolata come sopra, sia pari al valore massimo

consentito per la concentrazione di sostanze inquinanti, indicato con  $C_A$ , possiamo calcolare il rapporto  $\frac{Q}{C_A}$  che avrà un valore uguale a quello della portata ( $Q_2$ ) del flusso d'aria in uscita ottimale per la diluizione. Avremo allora:

$$Q_2 = \frac{Q}{C_A} = Q_1 \cdot \frac{C}{C_A} = \frac{(e\pi u \cdot h^2)}{2} = 4.26 \cdot u \cdot h^2$$

dove:

$Q_2$  = la portata ottimale del flusso (in cc/min);

$Q_1$  = la portata del flusso emesso dalla sorgente (in cc/min);

$C$  = il corrispondente valore di concentrazione.

Una volta conosciute tutte le altre grandezze, quindi, utilizzando questa formula si può, anche, calcolare il valore dell'altezza alla quale sarà più efficace la diluizione. Bisogna considerare che questo valore di quota deriva dalla somma dell'altezza dei camini  $h_c$  che veicolano l'aria e l'estensione in altezza  $h_p$  che riesce ad assumere il pennacchio che dopo l'emissione si forma.

Non esiste una formula per calcolare matematicamente l'altezza dei camini, ma esiste un valore minimo cautelativo di 30 m.

Invece l'estensione in altezza del pennacchio può essere calcolata, per le emissioni fredde, attraverso la seguente formula:

$$h_p = d \cdot \left( \frac{V_m}{u} \right)^{1.4}$$

dove

$h_p$  = l'estensione del pennacchio (in m);

$d$  = il diametro del camino (in m);

$V_m$  = la velocità a cui escono i gas (in m/min)

$u$  = la velocità del vento alla quota di emissione (m/min).

Per poter usufruire più semplicemente della formula di Sutton si può modificarne l'espressione, considerando il valore minimo di velocità del vento  $u = 122$  m/min ed inserendo al denominatore, nell'ultima formulazione, un fattore 10 di sicurezza che considera un tempo di campionamento di 1 minuto e non di 60 minuti (come previsto dalla formula di Sutton originale).

Avremo allora:

$$Q_2 = 4.26 \cdot u \cdot h^2 = \frac{(4.26 \cdot 122 \cdot h^2)}{10} = 52 \cdot h^2$$

Il metodo della dispersione in atmosfera dell'aria contenente gli agenti maleodoranti prodotti da un impianto di smaltimento delle acque, ma anche di qualsiasi altro impianto industriale, è costantemente soggetto, per la sua stessa natura, agli incontrollabili fenomeni meteorologici; quindi per quanto accuratamente possa essere progettato e seguito, un drastico cambiamento di temperatura o una repentina variazione della direzione del vento possono vanificare tutti gli sforzi.

Bisogna tenere anche in debita considerazione, inoltre, l'impatto ambientale ed il non indifferente impatto paesaggistico che può avere un impianto di deodorizzazione, in cui normalmente i camini hanno un'altezza non irrilevante.

#### **5.3.4 - Neutralizzazione per trattamento con Raggi Ultravioletti U.V.**

Normalmente, l'irradiazione con raggi U.V. avviene in camere speciali costruite in modo tale da essere attraversate dal flusso d'aria ad una velocità tale da consentire un tempo di stazionamento all'interno della camera di 4-6 secondi.

La lunghezza d'onda delle radiazioni normalmente utilizzate varia tra 1800 e 2600 Å. In relazione a questa caratteristica delle radiazioni ed alla natura dell'agente inquinante che deve essere abbattuto varia la quantità di energia che è necessaria al processo: in generale si può assumere che per il trattamento di 100 m<sup>3</sup> di aria maleodorante si ha bisogno di una potenza che varia da 1 a 5

kWh e bisogna considerare che per un solo watt che è trasformato in radiazione, sono necessari 15 W di potenza. Evidentemente, l'efficienza specifica del trattamento con raggi U.V. è molto bassa, e quindi i costi d'esercizio risultano elevati e non compensati.

Il trattamento degli odori con irradiazione di raggi ultravioletti può essere convenientemente preso in considerazione, per applicazioni su grande scala, soltanto se le portate da trattare hanno dimensioni limitate e se la natura della sostanza chimica da abbattere non comporta rischi di generazione di sostanze più inquinanti e pericolose dopo interazione con gli U.V., come prodotti ossigenati od ozono.

Tuttavia, per quanto riguarda quest'ultima considerazione, c'è anche da sottolineare che l'efficienza del trattamento con raggi ultravioletti può essere considerevolmente aumentata se esso è combinato con il trattamento con ozono. D'altronde, già quando si applica la fotolisi da U.V. in un ambiente ricco d'ossigeno, gli stessi raggi ultravioletti, agendo sull'ossigeno, formano piccole quantità d'ozono, che effettua in minima parte le reazioni d'ossidazione.

This document was created with Win2PDF available at <http://www.daneprairie.com>.  
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.