

Qualità, misura e dispersione degli odori nell'ambiente da impianti di depurazione acque reflue

*Luigi Fanizzi, **Saverio Misceo, ***Gaetana Piscitelli
*Ecoacque“, **DIA Politecnico, ***1a Cl. Otorino Policlinico Bari

L'emissione delle sostanze maleodoranti rappresenta spesso un importante elemento di conflitto per il territorio che ospita un impianto di trattamento e depurazione d'acque reflue, sia nel caso d'insediamenti già esistenti, sia nella scelta del sito di localizzazione di una nuova struttura. Sebbene si tratti degli impianti tecnologici dei servizi d'igiene ambientale che, nelle nostre società urbane avanzate, costituiscono il simbolo dell'organizzazione sociale, dell'ordine e della pulizia, la concreta realizzazione di tali opere, in Italia, sta diventando sempre più difficile. Per quanto, infatti, le emissioni di sostanze maleodoranti non siano, in genere, pregiudizievoli per la salute pubblica e per quanto il problema non sia nuovo - già nel 1916, infatti, l'anglosassone H. Henning, fra i primi ad interessarsene, individuò alcune corrispondenze tra le caratteristiche molecolari delle sostanze e gli odori - è causa d'indubbio e persistente "fastidio" per la popolazione circostante, oggi maggiormente sensibile alle questioni ambientali. La sensazione dell'odore, nell'uomo, ha inizio da un epitelio olfattivo (mucosa olfattoria e peluzzi olfattivi), situato sul pavimento della volta alta della cavità nasale che copre, su entrambi i lati, una superficie di circa 2,50 cm² (Figura 1). Nella mucosa olfattiva (esternamente coperta di mucchi e dotata di microvilli), si trovano diversi tipi di cellule (cellule basali, di supporto e cellule bipolari olfattorie) e terminazioni neurosensoriali che collegano la mucosa olfattoria (peluzzi olfattivi) con i centri nervosi, posti a livello della corteccia encefalica (area olfattoria centrale, G. Bianchini, 1993).

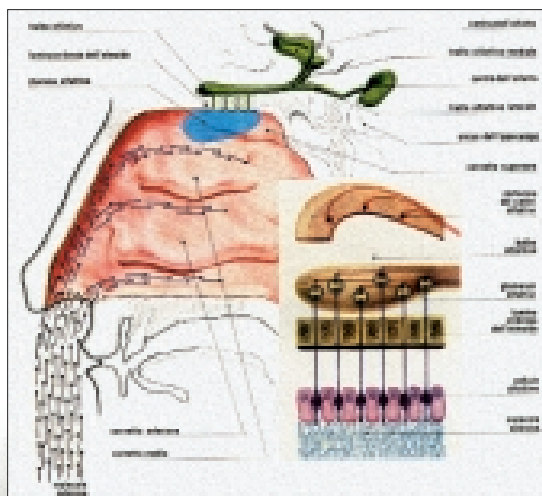


Figura 1 - Visione d'insieme delle varie strutture dell'organo dell'olfatto (da V. Vannini, 1978).

Nonostante possiedano una gran varietà di struttura, la gran maggioranza delle molecole odorose è costituita da composti organici con peso molecolare inferiore a 300 (E. P. Giorgi, 1978).

Le loro principali caratteristiche fisico-chimiche sono: l'alta volatilità, la solubilità nei lipidi e la tendenza a legarsi con le proteine (permeazione della superficie mucosa). Bisogna perciò ammettere che la forma dei recettori olfattori, condiziona in larga misura i caratteri organolettici (gusto-odorato, P. M.

Milner, 1973): in altre parole, sono odorosi solo quei composti con caratteristiche chimico fisiche favorevoli alla formazione di un legame con i ricettori (forze coesive di Van der Waals e London e ponti idrogeno fra i gruppi funzionali OH e NH).

Partendo da questo presupposto (J. E. Amoore, 1977), ha suggerito che le sostanze odorose possono essere raggruppate in nove Classi di forme molecolari (Tabella 1), cui

corrisponderebbero recettori proteici adsorbenti, modellati come per immagine speculare (teoria stereochimica degli odori). La formazione di ponti idrogeno fra più gruppi funzionali di un ricettore e di una sostanza odorosa può fornire una quantità d'energia che, per quanto piccola, è capace di attivare i due eventi successivi all'adsorbimento: l'attivazione del meccanismo della depolarizzazione della membrana neuronale ed il distacco dell'odore dal ricettore stesso (T. V. e M. L. Getchell, 1975).

CLASSE MOLECOLARE	ODORANTE PRIMARIO
ETEREA	DICLOROETANO
CANFORACEA	CINEOLO
MUSCHIATA	15-OH-LATTONE
FLOREALE	CARBINOLO
PUNGENTE	ACIDO FORMICO
PUTRIDA	MERCPTANO
MENTOLATA	MENTONE
di "SUDORE"	ACIDO ISOVALERIANICO
SPERMATICA	ANDROSTANI

Tabella 1 - Scala delle Classi descrittive degli Odori primari (J. E. Amoore, 1977).

Fattori ambientali stimolanti

Fra i fattori ambientali che influenzano sia la sensibilità olfattoria, sia il grado d'emissione degli odori da parte delle sostanze odorigene, vi sono: **la temperatura e l'umidità relativa (Ur) dell'aria**. Più precisamente, un elevato valore di Ur, riduce la sensibilità olfattoria, mentre accelera la volatilizzazione degli odori di parecchie sostanze (stirene, tricloroetilene, percloroetilene, ecc.). Si producono dunque due effetti antagonisti; in pratica si è riconosciuto che una riduzione dell'umidità relativa ha effetti positivi (infatti, la diminuzione conseguita nella produzione d'odori è più spiccata dell'aumento di sensibilità olfattoria che interviene - A. Briganti, 1985). Invece, laddove la produzione odorigena è indipendente dalla pressione di vapore dell'aria (ad esempio acido isovaleriano, piridina, ecc.), un aumento dell'Ur, mantenendo costante la temperatura (temperatura a bulbo asciutto), può risultare benefico per attutire l'effetto degli odori, riducendo la sensibilità olfattiva. Studi recenti, infine, sembrano indicare che gli effetti combinati di campi elettrici ad alta tensione ed alta frequenza, sulle molecole d'aria (elettrosmog), riducano la sensibilità olfattoria.

Per definire un odore ci si riferisce, di norma, a tre caratteristiche fondamentali:

accettabilità, qualità ed intensità di percezione.

L'accettabilità costituisce in pratica "il gradimento" o "non piacevolezza" di un odore. Si tratta di un carattere evidentemente soggettivo per molte sostanze. Tuttavia, al di sopra di un certo valore d'intensità, ogni odore, anche quello apparentemente più gradevole, diviene inaccettabile.

La **qualità** definisce il carattere specifico (speciazione) proprio dell'odore. Si tratta di un aspetto importante perché permette d'identificare il "tipo" di odore ed offre quindi una certa possibilità di "catalogazione".

L'intensità percettiva costituisce il grado d'intensità dell'odore, come percepito da una "popolazione media". Essa si estende dal valore limite di percezione (soglia percettiva), fino alle più alte intensità (so-

glia d'irritazione). La soglia di sensibilità olfattiva costituisce, quindi, un punto importante e di partenza per alcune varie "scale" per misurare la concentrazione e l'intensità odorosa (in realtà, esiste più di una soglia. La **soglia di percezione** è, infatti, relativa al solo odore percepito, ma non identificato, la **soglia d'identificazione**, naturalmente più elevata, è relativa all'odore percepito ed identificato).

Nella percezione olfattiva il numero di molecole stimolanti è in relazione con la loro concentrazione nell'aria respirata. La concentrazione d'odorante "C" è la grandezza che controlla la forza dello stimolo olfattivo (intensità dello stimolo olfattivo). La forza della sensazione olfattiva "I" (intensità della sensazione olfattiva), dipende dalla forza dello stimolo e la dipendenza può essere descritta come funzione logaritmica secondo la legge di Weber-Fechner (1860):

$$I = K \cdot \log (C/C_s) \quad (1)$$

dove:

I = Intensità della sensazione odorosa (adimensionale);

C = concentrazione dell'odorante (in ppm);

C_s = concentrazione di soglia olfattiva (in ppm);

C > C_s

K = coefficiente di E. H. Weber e G. T. Fechner.

Riportando in un grafico i valori d'intensità di odore, valutati tramite test olfattometrici, verso le concentrazioni dell'odorante (concentrazioni rilevabili dal 50 % dei membri della giuria del test), in scala logaritmica, si ottiene una retta (Figura 2), tramite la quale si può valutare l'intensità dell'odore misurando la concentrazione sul posto.

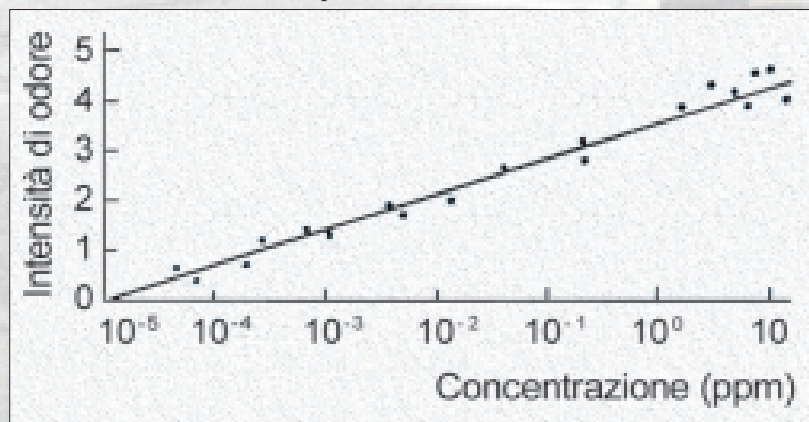


Figura 2 - Grafico di correlazione Intensità odorosa - Concentrazione odorante, (da R. Serra e L. Dugnani, 1988).

La pendenza di tale retta (K), rappresenta il rapporto fra le concentrazioni dell'odore a due successivi gradi d'intensità odorosa ($K \approx 0,42$, secondo il modello matematico di R. M. Hainer et Al., 1970).

La produzione degli odori

La produzione d'odori molesti nei sistemi di raccolta e trattamento delle acque reflue può essere dovuta a sorgenti esterne ed a sorgenti interne.

Le prime sono riconducibili alla presenza di composti maleodoranti, già presenti nel liquame in ingresso all'impianto; le seconde si sviluppano in alcuni punti delle linee di trattamento (l. acque e l. fanghi). Da un'indagine condotta nella Germania dell'Est, presso gli operatori di depurazione, il contributo delle sorgenti esterne alla problematica complessiva degli odori è stato il 34%, mentre il restante 66% è stato imputabile all'impianto stesso (F. Conti, 1998). In media, 40% dei responsabili degli impianti di depurazione americani ricevono, annualmente, reclami e lamentele da parte delle popolazioni residenti nelle aree limitrofe i depuratori (J. Bonal et al., 1986).

Lo sviluppo delle sostanze maleodoranti all'interno degli impianti di trattamento è, salvo casi particolari, sempre da imputarsi alla possibilità che si creino condizioni d'anaerobiosi nelle fasi di trattamento: tal eventualità può essere una caratteristica intrinseca del processo o derivare da problemi di progettazione o, ancora, da conduzione dell'impianto. A monte dell'im-

pianto le principali fonti di odori sono rappresentate dalla rete fognaria e dalle stazioni di sollevamento urbane.

Le fognature (specie se di lungo tratto) restano il luogo privilegiato per le fermentazioni ed in esse si riscontrano, in prima istanza, le condizioni favorevoli all'insorgenza di fenomeni di anaerobiosi (**Tabella 2**).

Si esaminano, in appresso, dal punto di vista qualitativo, le sorgenti potenziali di odori in un impianto di trattamento biologico convenzionale, con rimozione dei nutrienti (N e P).

COMPOSTO CHIMICO	VALORE MEDIO RISCONTRABILE (mg/m ³ d'aria)
Toluene	4,70
Xilene	15,30
Tricloroetilene	0,24
Tetracloroetilene	2,92
1-Cl-2-metilbenzene	0,50
2,2,4,6,6-pentametilheptano	1,00
1,4-diclorobenzene	0,40
Etilbenzene	0,50
Nonano	1,00
(1-metiletil) benzene	0,70
2,3-diidro-1H-indene	1,40
Iodrogeno solforato	0,10

Tabella 2 – Concentrazioni di inquinanti chimici rilevate nell'aria dei condotti fognari urbani.

(da C. Garzaroli et Al.,1995).

Stazioni di pretrattamento: nel momento del loro ingresso nell'impianto di trattamento, allorché ritornano in contatto con l'atmosfera libera, i liquami emanano i composti più volatili.

Si possono pertanto ritrovare, a questo stadio, le seguenti classi di composti (C. Bernini, 1998): composti azotati, composti solforati, composti acidi volatili, aldeidi e chetoni (**Tabella 3**).

E' utile rilevare che le coclee presentano, rispetto alle pompe, un rischio d'odori maggiore a causa

del contatto più prolungato delle acque con l'atmosfera.

I rifiuti putrescenti che derivano dalla grigliatura possono originare odori fastidiosi al momento della loro estrazione o del loro stoccaggio (*fermentazione anaerobica*).

La raccolta, stoccaggio ed eliminazione di tali rifiuti deve essere quindi condotta correttamente (*evacuazioni frequenti e lavaggi con soluzioni disinfettanti*).

L'incidenza percentuale delle fasi di sollevamento, grigliatura ed accumulo, sulle emissioni di composti maleodoranti è circa del 25 % (*Cernuschi e Torretta, 1996*).

emissioni, inferiore al 17%.

I problemi di odore sono pertanto associati ad una cattiva progettazione od anomalie di processo, caratterizzate da un'insufficiente turbolenza, visibile ai bordi e negli angoli dei bacini, accompagnata da una corrispondente accumulazione dei fanghi al fondo (*cortocircuiti idraulici*).

Sedimentazione statica finale: in genere non si segnalano problemi d'odore in corrispondenza di questo stadio di trattamento (incidenza percentuale, sulle emissioni maleodoranti, pari a circa il 7,5 %).

Disinfezione dell'effluente: come la sedimentazione, la stazione non presenta generalmente problemi di questa natura (incidenza percentuale sulle emissioni, pari al 4%).

Disidratazione meccanica e stoccaggio fanghi: i sistemi più vulnerabili dal punto di vista problemi olfattivi sono quelli che conducono ad un'esposizione prolungata dei fanghi

all'atmosfera.

L'emanazione d'odori diminuisce nell'ordine seguente, per i diversi tipi d'apparecchiature: 1) filtri sotto vuoto; 2) filtri a nastro; 3) filtri a nastro; 4) centrifughe; 5) filtri a maniche filtranti (in pressione e gravimetrici).

Quest'operazione non provoca, comunque, odori in se stessa se non si abbiano a trattare fanghi freschi o mal stabilizzati.

L'installazione dei filtri in un locale (meglio se in leggera depressione), limitata in maniera drastica la propagazione degli odori (riduzione ≥ 65 %), la cui incidenza, sulle emissioni odorose, può qui arrivare al 43 %.

Altre fonti: chiudono l'incidenza disaggregata, per fonti d'emissione, fin qui condotta, altre fonti interne all'impianto, con un valore comunque non superiore al 4 %.

In **figura 3**, è riportato lo schema complessivo delle fonti indagate.

Bacini di predenitrificazione e nitrificazione: anche se l'acqua è mantenuta ad un valore di potenziale redox accettabile, è inevitabile la liberazione dei composti volatili.

I bacini d'ossidazione (**nitrificazione e defosforazione biologiche**), anche in condizioni d'aerobiosi perfetta, sprigionano anch'essi i prodotti volatili derivanti dalla respirazione batterica.

Si può affermare che gli odori generati da questi due bacini integrati causano fastidi d'intensità e portata limitate, con incidenza percentuale complessive, sulle

CLASSE	COMPOSTO	FORMULA	PESO MOL.	TENSIONE V. (atm)	S. ODORE	S. PERCETT. (mg/m ³)	S. IRRITAZ. (mg/m ³)
Composti Solforati	Iodrogeno solforato	H ₂ S	34,00	17,70 a 20 °C	Uova marce; Cavolo, sulfureo	0,0007	14,00
	Metilmercaptano	CH ₃ SH	46,00	2,00 a 26 °C		0,00004	70,000
Composti Azotati	Ammoniaca	NH ₃	17,00	8,46 a 20 °C	Irritante, pung.; Pesce marcio	0,0266	72,00
	Metilammina	CH ₃ NH ₂	31,00	2,92 a 20 °C		0,0252	24,00
Acidi Volatili	A. Acetico	CH ₃ COOH	60,00	0,03 a 30 °C	Agro, acetico; Acre, rancido	2,500	25,00
	A. Butirrico	C ₃ H ₇ COOH	88,00	0,75 a 20 °C		0,0010	73,00

Tabella 3 – Classi di composti maleodoranti, tipiche d'impianti biologici di trattamento e depurazione acque reflue domestiche (da J. H. Ruth, 1986).

Deodorizzazione

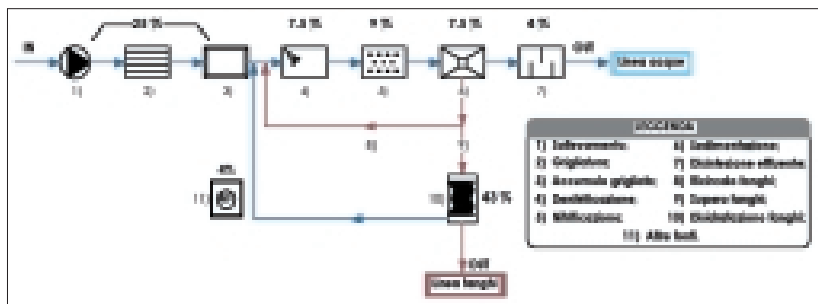


Figura 3 – Incidenza percentuale delle fasi di trattamento sulle emissioni di composti maleodoranti, (mod. Cernuschi e Torretta, 1996).

Ai fini della diffusione degli odori in atmosfera occorre, inoltre, tenere presente che le emanazioni dipendono da diversi parametri quali:

- ◆ composizione dei liquami;
- ◆ parametri operativi (aerazione, pH, rH, SS, SVI, ecc.);
- ◆ particolari costruttivi dell'impianto;
- ◆ conduzione impiantistica.

Un'altra difficoltà è costituita dal fatto che, per la maggior parte delle sorgenti, non è possibile misurare direttamente la portata delle emissioni (es. influenza dalle emanazioni provenienti da altre unità dell'impianto, sui punti di misura dei bacini di nitrificazione), mentre per altre si possono dedurre solo valori approssimati.

La **Tabella 4** presenta taluni di questi valori. Ci si può rendere conto immediatamente della gran dispersione dei dati di concentrazione in corrispondenza delle varie stazioni di trattamento.

sto dal DPR del 24 maggio 1988, n. 203 e successive modifiche ed integrazioni, fermo restando il fatto, comunque, che le Regioni possono prevedere che sia comunicata all'Autorità competente, da parte dei titolari dell'impianto, la sussistenza delle condizioni di poca significatività dell'inquinamento atmosferico prodotto (rif. art. 2, comma 2°, DPR. 25 luglio 1991). Per gli impianti dotati di digestore anaerobico, le emissioni in atmosfera derivano dall'utilizzo di gas biologico (biogas) e devono, in ogni modo, seguire l'iter autorizzatorio secondo la procedura semplificata ai sensi e per gli effetti del Decreto 5 febbraio 1998. Pertanto, anche la realizzazione di nuovi impianti che prevedono emissioni in atmosfera dovranno seguire tale iter autorizzatorio, a seguito del quale potranno essere prescritti specifici adempimenti, dalla Regione competente.

La stima delle concentrazioni

to ad una sorgente puntiforme, a livello del suolo ($z = 0$), nell'ipotesi d'interesse della sola concentrazione registrata lungo l'asse del pennacchio ($y=0$):

$$C_{(x,0,0,h)} = [Q/(\pi \cdot U_m \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z)] \cdot e^{-0.5 \cdot (h/\sigma_z)^2} \quad (1)$$

dove:

$C_{(x,0,0,h)}$ = concentrazione (g/m^3) d'inquinante in un punto di coordinate $(x,0,0)$ sottovenuto alla sorgente, altezza effettiva, h , dal suolo;

Q = portata d'emissione (g/s);

u_m = velocità media del vento alla quota d'emissione (m/s);

σ_y, σ_z = coefficienti di diffusione (funzioni di x e del grado di stabilità atmosferica ed espressi in m), che rappresentano le deviazioni standard delle distribuzioni di C , rispettivamente nelle direzioni y (orizzontale) e z (verticale);

e = base neperiana ($= 2,718282$)

h = altezza effettiva del punto d'emissione (m).

N.B.: Tutte le variabili (U_m, σ_y, σ_z e Q), si assumono mediate su un periodo di circa 10 minuti ed allo stesso tempo di campionamento si riferiscono, ovviamente, anche le concentrazioni stimate.

Nell'ipotesi piuttosto frequente, che il rapporto $\sigma_y/\sigma_z = K$, si mantenga costante lungo la x (condizione che si verifica, di norma, in

STAZ. DI TRATTAMENTO	A. Solfidrico	Metilmercap. Tutti i valori	Ammoniaca sono in ppm	Metilamm. (*)	A. Acetico	A. Butirrico
Grigliatura e sollevamento	0,10 ÷ 15,00	1,50	0,900	0,0004	0,00460	0,0003
Denitrificazione e Nitrificazione	0,20 ÷ 0,40 0,05 ÷ 2,00	0,10 0,50	0,0560	0,0002	0,00140	0,0002
Sedimentazione finale	0,002	0,01	Tr	0,0002	Tr	Tr
Disidratazione Fanghi	0,12 ÷ 30,00	0,10 ÷ 5,00	1,890	N. D.	0,0020	0,0003

Tabella 4 – Concentrazioni odorigene specifiche, mediamente rilevabili nelle stazioni di trattamento impiantistiche (Battelle, 1986). (*) Il passaggio a mg/m^3 può essere effettuato moltiplicando per il fattore $kT = [(Peso\ molecolare\ del\ composto)/22,4140]$.

Ai fini normali, i depuratori rientrano nelle attività ad inquinamento atmosferico poco significativo, di cui all'Allegato n. 1 del DPR 25 luglio 1991, sotto la voce n. 24): "Impianti di trattamento acque" (C. Vignarelli, 2000).

Per le emissioni diffuse connesse con i depuratori non è pertanto necessaria l'istruzione dello specifico regime autorizzatorio previ-

delle sostanze maleodoranti, in atmosfera, è effettuata valutando le soglie di fastidio nella zona circostante l'impianto.

Per descrivere il trasporto e la diffusione delle emissioni, si utilizza il modello classico Gaussiano (S. J. Williamson, 1973), sviluppato da Pasquill e Gifford per il calcolo della concentrazione massima di un inquinante aeriforme sottoven-

classi di stabilità neutre od instabili) la (1) diventa:

$$C_{(x,0,0,h)} = [Q/(\pi \cdot U_m \cdot \sigma_z^2 \cdot K)] \cdot e^{-0.5 \cdot (h/\sigma_z)^2} \quad (2)$$

derivando, quindi, rispetto a z la (1), si trova che la condizione finita, cui si annulla la derivata è:

$$\sigma_z = h/\{2\}^{0.50} \quad (3)$$

La deviazione standard σ_z , che co-

me si è detto è funzione di x , assume il valore della (3) alla distanza della sorgente (x_M) cui cade la concentrazione massima (C_M).

Sostituendo la (3) nella (2) e ricordando che $\sigma_y/\sigma_z = K$, si ottiene:

$$C_{(M)} = [2 \cdot Q \cdot \sigma_z / (\pi \cdot u_m \cdot \sigma_y \cdot h^2 \cdot 2,718282)] \quad (4)$$

I valori di σ_y e σ_z si possono calcolare utilizzando, cautelativamente, i coefficienti di **Tabella 5**, in funzione della Classe di stabilità A (alta instabilità secondo F. Pasquill (1961): $u_m = 1,0 \div 3$ m/s a $z = 10$ m; Gradiente termico = $-1,90$ °C/100 m ed altezza del sole $35^\circ - 60^\circ$) e della distanza sottovento della sorgente, x (m):

$$\sigma_y = a \cdot x^b \quad (5)$$

$$\sigma_z = c \cdot x^d + f \quad (6)$$

Bibliografia

- ¹ Vanio Vannini ed Al. (1978), Il dizionario della medicina – Nuovo atlante del corpo umano, Ed. Fratelli Fabbri, Milano;
- ² Eleonora P. Giorgi (1978), Il cervello – Il senso dell'olfatto, Edizione Le Scienze SpA, Milano;
- ³ Antonio Briganti (1985), Filtrazione e disinquinamento dell'aria, Ed. Tecniche Nuove, Milano;
- ⁴ J. Bonal e A. Porta (1986), Studio relativo all'impatto sull'ambiente generato dalla costruzione dell'impianto di depurazione delle acque di scarico di Nosedo, Ed. Centro economia applicata e tecnologie industriali BATTELLE, Carouge (Ginevra);
- ⁵ Paolo Berbenni (1988), La localizzazione dei siti e l'impatto ambientale, Inquinamento, n° 4, Gruppo Ed. Jackson, Milano;
- ⁶ R. Serra e L. Dugnani (1988), Qualità, effetti e misura degli odori nell'ambiente, Ingegneria Ambientale, vol. 17, n° 5, Ed. CIPA, Milano;
- ⁷ Paolo Mazzali (1989): "L'inquinamento atmosferico – origine prevenzione e controllo", Ed.

Pitagora, Bologna;

- ⁸ Renato Vismara (1992), Ecologia applicata, Ed. U. Hoepli, Milano;
- ⁹ D. Bertoni, P. Mazzali e A. Vignali (1993), Analisi e controllo degli odori, Pitagora Editrice, Bologna;
- ¹⁰ C. Garzaroli, L. Marossi, S. Basilico e A. Colombi (1995), Indagine sulla formazione diaerosol batterici in impianti per il trattamento di acque reflue, Acqua Aria, mese di settembre, Div. Ed. Arti Poligrafiche Europee, Milano;
- ¹¹ C. Bernini (1998), Odori e tecniche di rimozione, Inquinamento, n° 2, Gruppo Ed. Jackson, Milano;
- ¹² F. Conti (1998), Interventi per la minimizzazione dei disturbi olfattivi, atti del seminario dal titolo – Il contenimento degli odori negli impianti di trattamento di acque e rifiuti – Dipartimento di Chimica generale dell'Università degli Studi, Pavia;
- ¹³ Carlo Collivignarelli, Mauro Pergetti e Vincenzo Riganti (2000), La gestione degli impianti di depurazione delle acque di scarico, Ed. Il Sole 24 Ore SpA, Milano;
- ¹⁴ Roberto Merighi e Paolo Prandini (2001), Inquinamento atmosferico, Manuali di Ingegneria Ambientale, Ed. Cipa, Milano.

Classe di Stabilità	Per $x < 1000$					Per $x > 1000$		
	a	b	c	d	f	c	d	f
A	213,00	0,8940	440,80	1,9410	9,270	459,70	2,0940	- 9,60

Tabella 5 – Valori dei coefficienti a , b , c , d e f delle deviazioni standard (σ_y , σ_z), in funzione della distanza sottovento " x " espressa in metri (da R. Vismara, 1992).