



**APAT**

Agenzia per la protezione  
dell'ambiente e per i servizi tecnici

# Metodi di misura delle emissioni olfattive

---

**Quadro normativo e campagne di misura**

### Informazioni legali

L'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

APAT - Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici  
Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma  
[www.apat.it](http://www.apat.it)

© APAT, Manuali e linee guida 19/2003

ISBN 88-448-0086-1

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica  
APAT

*Grafica di copertina:* Franco Iozzoli, APAT

Coordinamento tipografico  
APAT

Impaginazione e stampa  
I.G.E.R. srl - Viale C. T. Odiscalchi, 67/A - 00147 Roma

Stampato su carta TCF

Finito di stampare maggio 2003

Il presente manuale è stato elaborato dall'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici – Unità Normativa Tecnica, in collaborazione con l'Università di Brescia - Dipartimento di Chimica e Fisica, Laboratorio sensori di gas - Prof. Giorgio Sberveglieri, Dott. Matteo Pardo e con il Politecnico di Milano – Dipartimento di Chimica Industriale e Ingegneria Chimica, Laboratorio Olfattometrico – Prof. Paolo Centola, Ing. Massimiliano Il Grande, Ing. Serena Sironi.

L'impostazione, il coordinamento e la stesura finale sono a cura di:  
Rosanna LARAIA, APAT

La Redazione è stata a cura del Gruppo di lavoro composto da:  
Francesca LUCIGNANO (APAT)  
Luciana SINISI (APAT)  
Marina VIOZZI (APAT)

Si ringrazia per la collaborazione la Dott.ssa Liliana Cortellini



# Indice

PREMESSA	1
.....	
1. LE MOLESTIE OLFATTIVE: IL QUADRO NORMATIVO VIGENTE	3
1.1 Il quadro normativo in materia di odori	3
1.2 Norme finalizzate a limitare le molestie olfattive attraverso prescrizioni sui criteri di localizzazione degli impianti	3
1.3 Norme finalizzate a limitare le molestie olfattive attraverso prescrizioni relative alle migliori tecnologie di contenimento e abbattimento delle emissioni	4
1.4 La normativa in materia di rifiuti	7
1.5 Orientamenti nelle normative regionali per la prevenzione delle emissioni di odori da impianti di trattamento rifiuti: il caso degli impianti di compostaggio	8
1.6 Normativa Europea in materia di odori	11
1.6.1 Le norme pr EN 13725 in materia di olfattometria dinamica	11
1.6.2 La normativa in Germania	15
1.6.3 La normativa in Francia	24
1.6.4 La normativa negli Stati Uniti	26
1.6.5 La normativa in Austria e Svizzera	28
1.6.6 La normativa in Belgio	28
1.6.7 La normativa in Olanda	29
1.6.8 Confronti e differenze tra le diverse norme tecniche di misura dell'odore con il metodo dell'olfattometria dinamica	29
Bibliografia	33
.....	
2. LA PERCEZIONE DELLE MOLESTIE OLFATTIVE	35
2.1 La percezione dell'odore	35
2.2 La soglia	37
2.3 L'intensità	39
2.4 Diffusibilità	41
2.5 Il tono edonico	41
2.6 Il meccanismo di azione delle sostanze osmogene	44
2.7 Proprietà chimico fisiche e percettibilità delle sostanze odorogene	47
2.7.1 Composti solforati	49
2.7.2 Acidi grassi volatili	50
2.7.3 Ammine e ammoniaca	50
2.7.4 Terpeni	50
Bibliografia	51
.....	
3. LE MOLESTIE OLFATTIVE E GLI IMPIANTI PRODUTTIVI	53
3.1 Impianti di trattamento rifiuti e depurazione acque reflue	53
3.1.1 Composti solforati	54
3.1.2 Composti azotati	54
3.1.3 Chetoni	54
3.1.4 Aldeidi	55
3.1.5 Acidi organici	55
3.1.6 Terpeni	55

3.2	Impatto tossicologico dipendente dal tipo di materiale presente nell'impianto	56
3.3	Impianti di trattamento acque reflue	57
3.3.1	Prodotti solforati	58
3.3.2	Prodotti azotati	58
3.3.3	Altri prodotti	58
3.4	Emissioni di odore da alcune attività produttive	59
3.4.1	Concerie	61
3.4.2	Allevamenti zootecnici	62
3.4.3	Attività agro-industriali	65
	Bibliografia	70
4.	TECNICHE DI DETERMINAZIONE PER LA RILEVAZIONE DEI COMPOSTI ODORIGENI	71
4.1	L'analisi chimica	71
4.1.1	Le tecniche di rilevazione degli analiti	74
4.2	L'olfattometria	80
4.2.1	Descrizione e potenzialità del metodo	81
4.2.2	Campi e problemi di applicazione del metodo olfattometrico	81
4.2.3	Il metodo olfattometrico e gli strumenti per il suo impiego	82
4.2.4	L'analisi con l'olfattometro in camera olfattometrica	86
4.2.5	Elaborazione dei risultati	88
4.2.6	Maturità della tecnica	88
4.2.7	Riferimenti di letteratura	89
4.3	Il naso elettronico	91
4.3.1	Il funzionamento del naso elettronico	92
4.3.2	I componenti del naso elettronico	94
4.3.3	Lo stato dell'arte	99
4.3.4	Utilizzo del naso elettronico per il monitoraggio di molestie olfattive	100
	Bibliografia	101
5.	LE PROVE SPERIMENTALI	105
5.1	le misure olfattometriche	105
5.1.1	Le discariche	107
5.1.1.1	Le misure negli impianti di discarica	108
5.1.1.2	I risultati ottenuti negli impianti di discarica	116
5.1.2	Gli impianti di compostaggio	118
5.1.2.1	Le misure negli impianti di compostaggio	119
5.1.2.2	I risultati ottenuti negli impianti di compostaggio	137
5.1.3	Gli impianti di depurazione delle acque reflue	144
5.1.3.1	Le misure negli impianti di depurazione delle acque reflue	145
5.1.3.2	I risultati ottenuti negli impianti di depurazione	159
5.1.4	Le misure della banca dati del Politecnico di Milano	162
5.2	Le misure mediante l'olfattometro elettronico	177
5.2.1	La caratterizzazione preliminare dei sensori	177
5.2.1.1	Le misure con sensori prodotti dal laboratorio sensori di gas (GSL)	178
5.2.1.2	Misure con sensori commerciali	184
5.2.1.3	Le misure dei gas campionati in discarica	187
6.	MODELLI MATEMATICI DI RICADUTA AL SUOLO	197
6.1	Inquadramento territoriale	197
6.2	Modello emissivo	197
6.2.1	Campionamento delle sorgenti di odore: i rilievi olfattometrici	197

## INDICE

---

6.2.2	Assegnazione della portata emissiva a ciascuna sorgente	198
6.2.2.1	Pozzetti di captazione del biogas	198
6.2.2.2	Lotti stabilizzati	199
6.2.2.3	Lotti in coltivazione	199
6.2.2.4	Risultati	200
6.2.3	Schema emissivo	201
6.3	Modelo micrometeorologico	201
6.3.1	Dati meteorologici in ingresso	201
6.3.2	Calcolo delle variabili micrometeorologiche di turbolenza	203
6.3.3	Risultati	203
6.3.3.1	Premessa	203
6.3.3.2	Rose dei venti	203
6.3.3.3	Struttura dello strato limite e parametri di turbolenze	203
6.3.4	Conclusioni	203
6.4	Modello di dispersione	211
6.4.1	Descrizione del modello di dispersione	211
6.4.2	Valutazione degli effetti delle fluttuazioni	212
6.4.3	Criteri di rappresentazione dei risultati	212
6.4.4	Analisi dei dati	213
6.5	Risultati	213
	Bibliografia	214
7.	CONCLUSIONI	217
1.	APPENDICE - I sensori	219
2.	APPENDICE - Modelli matematici di ricaduta al suolo	223
3.	APPENDICE - Definizioni	241
4.	APPENDICE - Unità di misura	251
5.	APPENDICE - Limiti di soglia	253





## Premessa

Gli odori costituiscono uno dei più rilevanti aspetti negativi di impatto ambientale degli impianti di trattamento e smaltimento dei rifiuti; sebbene in generale non siano stati dimostrati effetti diretti sulla salute, esse sono causa di indubbio e persistente fastidio per la popolazione residente nelle vicinanze, diventando elemento di conflitto sia nel caso di impianti esistenti, che nella scelta del sito di localizzazione di nuovi impianti.

L'inserimento nella realtà locale di un impianto industriale o di un impianto di trattamento reflui e l'accettazione da parte della popolazione è, infatti, quasi sempre condizionata, oltre che dagli impatti ambientali legati alle emissioni inquinanti anche, in maniera sempre crescente, dall'impatto olfattivo molesto spesso associato a tali installazioni.

L'interesse verso questo problema si è accentuato soprattutto negli ultimi anni, grazie alla maggiore attenzione rivolta alla tutela dell'ambiente e alla salute umana, ma anche a causa dell'ubicazione degli impianti in zone sempre più urbanizzate.

Un ruolo determinante nella valutazione dell'entità del disturbo derivante dai cattivi odori è svolto dall'opinione pubblica, spesso portata ad associare emissioni sgradevoli o maleodoranti a qualunque installazione industriale o sanitaria.

La definizione dei limiti normativi alle emissioni costituisce un problema di non facile risoluzione, stante le difficoltà connesse alla soggettività della percezione olfattiva e alle modalità di determinazione degli odori nell'ambiente.

Il requisito preliminare per la messa a punto di una normativa organica in materia di odore richiede l'acquisizione di conoscenze sulle misure di prevenzione, cioè sui fenomeni che determinano l'insorgenza degli odori nei diversi comparti e sulle modalità operative che consentono di evitare o limitare al minimo il manifestarsi del fenomeno, nonché sui fattori che determinano la diffusione degli odori. È inoltre necessario definire un quadro completo ed aggiornato sulle tecniche di abbattimento e sugli obiettivi realisticamente perseguibili.

L'APAT, in collaborazione con il Politecnico di Milano e l'Università di Brescia, ha condotto uno studio in materia di odori.

La finalità della ricerca è stata quella di acquisire la base scientifica di supporto all'elaborazione delle norme tecniche in materia di misura degli odori e di valori limiti alle emissioni osmogene. È stato analizzato il quadro normativo nazionale ed internazionale, con particolare riferimento a quello dei Paesi dell'Unione Europea, sono stati individuati i criteri e i metodi adottabili ai fini dell'oggettivazione dell'odore ed effettuate misure delle emissioni da sorgenti specifiche (impianti di trattamento rifiuti).

Il Direttore Generale dell'APAT  
Giorgio Cesari



# 1. Le molestie olfattive: il quadro normativo vigente

## 1.1 Il quadro normativo in materia di odori

La normativa nazionale non prevede norme specifiche e valori limite in materia di emissioni di odori. Tuttavia, nella disciplina relativa alla qualità dell'aria e inquinamento atmosferico, ai rifiuti e nelle leggi sanitarie si possono individuare alcuni criteri atti a disciplinare le attività produttive e di smaltimento reflui e rifiuti in modo da limitare le molestie olfattive. In particolare possono essere individuate:

- norme relative ai criteri di localizzazione degli impianti ed aventi lo scopo di limitare le molestie olfattive sulla popolazione attraverso una serie di prescrizioni che fanno capo alle norme in materia di sanità pubblica come il R.D. 27 luglio 1934 n.1265, "Approvazione del Testo unico delle leggi sanitarie" Capo III, artt. 216 e 217 e successivi decreti di attuazione ed in particolare il D.M. 5 settembre 1994;
- norme in materia di inquinamento atmosferico e qualità dell'aria per specifici agenti inquinanti individuati nel D.P.R. 24 maggio 1988, n. 203 e relativi decreti di attuazione, nonché norme in materia di prevenzione integrata dell'inquinamento (D.lgs 4 agosto 1999 n.372, di recepimento della direttiva 96/61/CE) che determinano criteri generali per il contenimento delle emissioni di odori;
- norme in materia di rifiuti, in particolare il D. lgs 5 febbraio 1997 n. 22 ed il D.M. 5 febbraio 1998 "Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del D.lgs 5 febbraio 1997, n.22";
- linee guida regionali e/o direttive tecniche, seguite dall'autorità competente in fase di rilascio delle autorizzazioni.

## 1.2 Norme finalizzate a limitare le molestie olfattive attraverso prescrizioni sui criteri di localizzazione degli impianti

Il R.D. 27 luglio 1934 n. 1265, "Approvazione del Testo unico delle leggi sanitarie", al Capo III, art. 216, indica i criteri per la localizzazione di determinate tipologie di impianti, in modo da limitare, a livelli accettabili, eventuali molestie alla popolazione. Infatti l'art. 217 del T.U. stabilisce il principio per il quale l'Autorità preposta interviene prescrivendo e facendo applicare le misure necessarie per evitare che le emissioni provochino danni alla salute pubblica. Più specificamente il R.D. individua le lavorazioni insalubri, definite come le manifatture o fabbriche che producono vapori, gas o altre esalazioni insalubri o che possano riuscire in altro modo pericolose per la salute degli abitanti indicandole in due tipologie di insediamenti:

- le industrie insalubri di prima classe, che comprendono le installazioni che devono essere localizzate fuori dei centri abitati; si può, in deroga, ammettere la localizzazione nell'abitato qualora venga garantito che per l'applicazione di nuovi metodi o speciali cautele l'esercizio non reca nocimento alla salute del vicinato;
- le industrie insalubri di seconda classe, che comprendono le industrie o manifatture che esigono particolari cautele.

La prima classe comprende quelle che debbono essere isolate nelle campagne e tenute lontane dalle abitazioni; la seconda quelle che esigono speciali cautele per la incolumità del vicinato. L'articolo 217 stabilisce, inoltre, che quando vapori, gas o altre esalazioni, scoli di acque, rifiuti solidi o liquidi provenienti da manifatture o fabbriche, possono riuscire di pericolo o di danno per la salute pubblica, il Sindaco prescrive le norme da applicare per prevenire o impedire il danno e il pericolo assicurandosi della loro esecuzione ed efficienza.

Tali prescrizioni, di tipo preventivo, sono ancora oggi le uniche in grado di intervenire sui fenomeni di molestia olfattiva. La tendenza, infatti, è quella di operare concretamente sui Comuni affinché rispettino e facciano rispettare le norme, all'interno di una seria programmazione urbanistica, prevedendo un'adeguata collocazione territoriale anche in rispetto del principio di precauzione.

Successivi decreti hanno provveduto a fissare gli elenchi delle industrie insalubri; in particolare con il D. M. 2 marzo 1987, abrogato e sostituito dal D.M. 5 settembre 1994, viene fissato l'elenco delle industrie insalubri di cui all'articolo 216 del citato Testo Unico.

Tra le industrie insalubri di prima classe ritroviamo attività produttive relative a produzione e/o impiego e/o deposito di sostanze chimiche, di produzione e/o lavorazione e/o deposito di prodotti e materiali e una serie di attività industriali, potenzialmente suscettibili di rilasciare sostanze maleodoranti. Tra queste, ad esempio:

- depositi e impianti di depurazione e trattamento di rifiuti solidi e liquami;
- concerie;
- lavorazione delle pelli, degli scarti animali ( sangue, pelle, ossa, budella etc.);
- allevamenti animali;
- macelli;
- industrie di produzione di concimi da residui animali e vegetali.

### 1.3 Norme finalizzate a limitare le molestie olfattive attraverso prescrizioni relative alle migliori tecnologie di contenimento e abbattimento delle emissioni

#### Legge 13 luglio 1966, n. 615

Un cenno va fatto alla Legge 13 luglio 1966, n. 615 "Provvedimenti contro l'inquinamento atmosferico" che è il primo provvedimento, di carattere generale, di riferimento in materia. La legge si applica agli impianti (termici e industriali) e mezzi motorizzati, che generano "fumi, polveri, gas e odori di qualsiasi tipo atti ad alterare le normali condizioni di salubrità dell'aria e di costituire pertanto un pregiudizio diretto o indiretto alla salute dei cittadini".

Le norme relative ai veicoli a motore sono state abrogate dall'art. 231 del D. lgs 30 aprile 1992, n. 285.

Relativamente alle industrie la norma obbliga gli stabilimenti industriali a dotarsi di dispositivi atti a contenere il più possibile le emissioni.

La legge 615/66 prevede, tra l'altro, l'istituzione, in ogni capoluogo di Regione, del Comitato Regionale contro l'Inquinamento Atmosferico, con il compito di esaminare ogni questione che riguardi l'inquinamento atmosferico in ambito regionale, esprimere parere sui provvedimenti da adottarsi a norma della succitata legge, promuovere studi, ricerche e iniziative inerenti la lotta contro l'inquinamento atmosferico. Ad esso viene, anche, affidato il compito di accertare, su richiesta delle Autorità regionali e provinciali, il contributo delle attività industriali all'inquinamento atmosferico.

#### Il D.P.R. 203/88 e i decreti di attuazione

Il D.P.R. 24 maggio 1988, n. 203 "Attuazione delle direttive CEE numeri 80/779, 82/884, 84/360 e 85/203 concernenti norme in materia di qualità dell'aria, relativamente a specifici agenti inquinanti, e di inquinamento prodotto dagli impianti industriali" detta le norme per la tutela della qualità dell'aria ai fini della protezione della salute e dell'ambiente e riguarda tutti gli impianti che possono dare luogo ad emissioni in atmosfera.

Il decreto definisce, all'articolo 2, punto 1, inquinamento atmosferico "ogni modi cazione della normale composizione o stato sico dell'aria atmosferica, dovuta alla presenza nella stessa

*di uno o pi sostanze in quantit e con caratteristiche tali da alterare le normali condizioni ambientali e di salubrit dell'aria, da costituire pericolo ovvero pregiudizio diretto o indiretto per la salute dell'uomo, da compromettere le attivit ricreative e gli altri usi legittimi dell'ambiente, alterare le risorse biologiche e gli ecosistemi ed i beni materiali pubblici e privati"*.

Gli odori molesti, anche se non esplicitamente menzionati, possono essere annoverati, in base a tale definizione, tra gli agenti di inquinamento atmosferico.

Il DPR 203/88, all'art. 3, prevede che, con successivi atti, il Ministro dell'Ambiente, di concerto con il Ministro della Sanità e dell'Industria, provveda a definire, tra l'altro, i valori limite delle emissioni e i criteri per l'utilizzazione delle migliori tecnologie disponibili.

Il decreto disciplina i valori limite e i valori guida per gli inquinanti dell'aria nell'ambiente esterno e i relativi metodi per il campionamento, l'analisi e la valutazione dei risultati.

Il DPR 203/88 prevede, inoltre, che, per la costruzione di ciascun impianto che dia origine a emissioni in atmosfera, debba essere rilasciata apposita autorizzazione da parte della Regione o Provincia autonoma competente che definirà, tra le altre prescrizioni, anche la qualità e la quantità delle emissioni misurate secondo le metodologie prescritte.

Per gli impianti esistenti la domanda di autorizzazione dovrà essere corredata da una relazione tecnica contenente la descrizione del ciclo produttivo, le tecnologie adottate per prevenire l'inquinamento, la quantità e la qualità delle emissioni.

Il citato decreto regola, anche, le competenze dello Stato e delle Regioni in materia di inquinamento atmosferico e demanda alle Regioni o alle Province autonome competenti la fissazione dei valori limite di qualità dell'aria.

Al D.P.R. 203/88 è stata data attuazione con il DPCM 21 luglio 1989 quale atto di indirizzo e coordinamento alle Regioni per l'attuazione e l'interpretazione del decreto stesso.

Tale provvedimento definisce l'ambito di applicazione del D.P.R. 203/88 limitandolo agli impianti industriali di produzione di beni o servizi, compresi gli impianti di imprese artigiane, ed agli impianti di pubblica utilità che diano luogo ad emissioni inquinanti convogliate o tecnicamente convogliabili.

Il D.M. 12 luglio 1990, relativo agli impianti esistenti, detta le linee guida per il contenimento delle emissioni inquinanti degli impianti industriali fissando i valori minimi di emissione di alcune specifiche sostanze (Allegato 1) e per alcune tipologie di impianti (Allegato 2).

In relazione alle sostanze odorigene, intese come insieme di diversi composti tra loro interagenti e determinanti la sensazione olfattiva, l'Allegato 1 al citato DM non prevede limiti specifici. Esso individua 4 grandi categorie di sostanze:

1. cancerogene, teratogene, mutagene;
2. sostanze inorganiche che si presentano sotto forma di polveri;
3. sostanze inorganiche che si presentano sotto forma di gas e vapori;
4. sostanze organiche che si presentano sotto forma di gas e vapori.

Per ciascuna categoria, le sostanze vengono assegnate a determinate classi (da 1 a 5), per ciascuna delle quali viene stabilito il valore limite di concentrazione (in mg/m<sup>3</sup>).

Nell'elenco dell'Allegato 1 compaiono anche composti odorigeni e tuttavia, le concentrazioni limite indicate sono molto al di sopra della soglia olfattiva, quindi non utili per discriminare l'effetto olfattivo di tali sostanze, come si evince dalla tabella 1.1.

In questa vengono comperate, per alcune sostanze comunemente misurate nelle emissioni dagli impianti di trattamento dei rifiuti, la concentrazione che determina la percezione olfattiva nel 100% della popolazione (soglia di percettibilità olfattiva) e le concentrazioni limite.

L'allegato 2 al D.M. 12 luglio 1990 fissa valori limite alle emissioni per specifiche tipologie di impianti indicando anche categorie di sostanze da valutare in modo aggregato, ad esempio stabilisce limiti per i composti organici volatili (COV).

Un limite per tali composti (fino a 5-10 mg/ m<sup>3</sup> di COV ) è stato prescritto, in qualche caso di provvedimento autorizzativo, come limite alle emissioni dai biofiltri di impianti di compostaggio. A questo proposito si sottolinea che per tali tipologie di impianti è necessario tenere conto del fatto che i COV comprendono sostanze tipiche, come i terpeni, che possono derivare anche dai materiali di costituzione del letto filtrante che, lungi dal determinare emissioni offensive, sono, invece, caratterizzati da odore gradevole e fruttato.

Tabella 1.1: Soglie olfattive per una serie di composti

Composto	Sensazione odorosa 100 %	Odor Threshold ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )*	Limiti DM 12 luglio 1990 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Idrogeno solforato	uova marce	1,4	5.000 (flusso di massa >50 g/h)
Solfuro di carbonio	solfuro	60	
Dimetilsolfuro	legumi in decomposizione	258	
Dimetildisolfuro	putridume	16	
Metilmercaptano	cavolo marcio	70	
Etilmercaptano	cipolla in decomposizione	5,2	5.000 (flusso di massa >25 g/h)
Isopropilmercaptano		0,6	
Propilmercaptano		2,2	
Butilmercaptano		3,0	5000 (flusso di massa >50 g/h)
Acetico	aceto	4.980	150.000 (flusso di massa >2 kg/h)
Propionico	rancido, pungente	123	150.000 (flusso di massa >2 kg/h)
Butirrico	burro rancido	73	
Valerico	sudore, traspirazione	3	
Esanoico		29	
Metilammina	pesce avariato	3.867	20.000 (flusso di massa >0,1 kg/h)
Dimetilammina	pesce avariato	9.800	20.000 (flusso di massa >0,1 kg/h)
Trimetilammina	pesce avariato	11.226	20.000 (flusso di massa >0,1 kg/h)
Etilammin	ammoniacale	1.497	20.000 (flusso di massa >0,1 kg/h)
Dietilammina	pesce avariato	911	20000 (flusso di massa >0,1 kg/h)
Ammoniacca	pungente	38.885	250.000 (flusso di massa >2 kg/h)
Formaldeide	paglia/fieno pungente	1.247	
Acetaldeide		549	20.000 (flusso di massa >0,1 kg/h)
Acroleina	bruciato, pungente	46.560	
Propionaldeide		193	150.000 (flusso di massa >2 kg/h)
Butirraldeide	rancido	120	150.000 (flusso di massa >2 kg/h)

Fonte: G. Andreottola, V. Riganti, 1997. *Gli odori e le sostanze odorogene*. In: *Atti del Seminario Il contenimento degli odori negli impianti di trattamento acque e ri uti*. Universit di Pavia

#### Decreto Legislativo 4 agosto 1999 n. 372

La direttiva europea sulla prevenzione integrata dell'inquinamento, Direttiva 96/61/CE, recepita con il D. lgs 4 agosto 1999 n. 372, ha come finalità la riduzione delle emissioni verso tutti i comparti ambientali (aria, acqua, suolo, rifiuti) e prevede i criteri per il rilascio dell'autorizzazione integrata, per le diverse tipologie di emissioni, ad impianti nuovi ed esistenti, nonché i criteri di esercizio degli impianti.

La norma si applica a specifiche categorie di impianti elencate in apposito allegato. Essa prevede, quale condizione per l'ottenimento dell'autorizzazione, l'applicazione delle migliori tecniche disponibili (BAT, Best Available Techniques) per la prevenzione dell'inquinamento e demanda a successivi decreti l'emanazione di linee guida in merito alle BAT.

È prevedibile che, almeno per alcuni settori produttivi, nel delineare le suddette linee guida saranno prese in considerazione anche le misure atte a prevenire e/o ridurre le emissioni ma-leodoranti. Tra gli impianti oggetto della norma figurano, infatti, impianti, di dimensione superiore a una soglia stabilita, delle seguenti tipologie, suscettibili di determinare, tra le altre, emissioni di sostanze osmogene:

- impianti chimici;
- impianti per eliminazione e recupero di rifiuti pericolosi;
- discariche;
- cartiere;
- conerie;
- macelli;

- impianti di trattamento e trasformazione per produzioni alimentari diverse dal latte;
- impianti di eliminazione e recupero di carcasse;
- allevamenti avicoli e di suini;
- impianti di trattamento superficiale con utilizzo di solventi organici.

Le prescrizioni dell'autorizzazione, in accordo con la Direttiva IPPC (DIR 96/61/CE), dovranno prevedere valori limite di emissione fissati per le sostanze inquinanti nei diversi corpi recettori e misure relative alla minimizzazione dei rifiuti, in relazione alle prestazioni ottenibili con l'applicazione delle BAT.

#### 1.4 La normativa in materia di rifiuti

Il Decreto legislativo 5 febbraio 1997 n. 22 e successive modificazioni non riporta prescrizioni specifiche in materia di presidi di prevenzione e limiti alle emissioni di odori. Va, tuttavia, sottolineato, quanto previsto all'art. 2, il quale stabilisce che le attività di recupero e smaltimento dei rifiuti siano condotte senza utilizzare procedimenti e metodi che possano causare inconvenienti da rumori e odori.

Vanno anche ricordate le previsioni di cui agli articoli 27 e 28 in materia di autorizzazione; in particolare, l'art. 27 stabilisce che la Giunta regionale, previo parere espresso dalla Conferenza dei Servizi, cui partecipano tutti i rappresentanti degli Enti locali interessati, procede all'approvazione dei progetti di nuovi impianti e che tale approvazione sostituisce, a ogni effetto, pareri autorizzazioni e concessioni di organi regionali, provinciali e comunali, ivi compresa, pertanto, l'autorizzazione alle emissioni in atmosfera, ai sensi del D.P.R. 203/88.

In materia di requisiti degli impianti di compostaggio e di modalità di gestione dei medesimi, si deve evidenziare che il D.M. 5 febbraio 1998 "Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del D.lgs 5 febbraio 1997, n. 22" prevede, tra le condizioni per l'adozione di procedure semplificate, alcuni requisiti relativi agli impianti atti a prevenire le molestie olfattive e in generale il contenimento delle emissioni di qualunque tipo.

Il D.M., al punto 16, "Rifiuti compostabili", prevede, infatti, i seguenti requisiti dell'attività di recupero:

- la fase di stoccaggio e la fase di bio-ossidazione devono avvenire in ambiente confinato, ottenibile anche con coperture e paratie mobili, per il controllo delle emissioni di polveri e odori;
- il controllo delle emissioni di polveri e odori devono essere garantiti tramite idonee misure e sistemi di abbattimento.

Un accenno, infine, va fatto al decreto ministeriale, in fase di predisposizione, in materia di impianti di trattamento biologico dei rifiuti, sottoposti alla disciplina autorizzativa, ai sensi degli art. 27 e 28 del D. lgs 22/97, in quanto prevede, in maniera più puntuale rispetto alle precedenti norme, prescrizioni per la riduzione delle emissioni:

- l'obbligo di adottare adeguate misure per il contenimento di odori e polveri;
- l'obbligo di confinamento e di mantenimento in depressione delle fasi maggiormente odorigene dell'impianto, (edifici e/o gli ambienti deputati alla ricezione, al pretrattamento dei rifiuti putrescibili, e alla prima fase del trattamento biologico aerobico fino al conseguimento della riduzione dell'indice di respirazione);
- l'adeguato dimensionamento del sistema di ventilazione in relazione al tipo di processo e alla presenza di personale addetto;
- il trattamento dell'aria aspirata dagli edifici prima dell'immissione in atmosfera al fine di ridurre la concentrazione dei composti odorigeni e delle polveri.

### 1.5 Orientamenti nelle normative regionali per la prevenzione delle emissioni di odori da impianti di trattamento rifiuti: il caso degli impianti di compostaggio

Fino a pochi anni fa anche il quadro normativo regionale in materia odori risultava alquanto incerto, non erano previsti strumenti specifici dedicati al problema del controllo delle sostanze odorigene, ma solo riferimenti generici all'interno di delibere o leggi regionali in materia di gestione dei rifiuti, servizi di raccolta, tutela dell'ambiente e salute pubblica.

In questi ultimi anni il diffondersi degli impianti di compostaggio e la sempre maggiore sensibilità verso il problema degli odori ha determinato l'assunzione, da parte di alcune Regioni, di atti normativi volti a identificare i presidi ambientali e i sistemi di trattamento dell'aria per limitare al minimo l'impatto delle emissioni.

In assenza, ad oggi, di limiti alle emissioni di odori validi a livello generale, sulla base di atti normativi nazionali, sono state le autorità competenti al rilascio delle autorizzazioni a fissare, in qualche caso, limiti alle emissioni di sostanze odorigene. Un esempio, in tal senso, è costituito dai limiti fissati in uscita dai biofiltri e, comunque, dagli impianti di trattamento dell'aria di impianti di compostaggio, con valori compresi tra 200 e 300 UO/m<sup>3</sup>.

#### *Regione Lombardia*

In questo contesto va menzionata la Legge regionale del 1 luglio 1993 n. 21 della Regione Lombardia dove il Servizio Protezione Aria ha studiato per diversi anni il problema degli odori.

La legge 21/93 definisce le funzioni della Regione e delle Province in materia di smaltimento dei rifiuti urbani e assimilabili, a norma del D.P.R. 915/92 e nell'allegato C detta le linee guida per la redazione dello studio di compatibilità ambientale che deve obbligatoriamente accompagnare i progetti esecutivi per le modifiche e gli ampliamenti degli impianti di smaltimento e stoccaggio dei rifiuti urbani e assimilabili e per la realizzazione dei nuovi impianti. I limiti sulle emissioni gassose e maleodoranti vengono fissati, caso per caso, dalla Commissione Regionale per l'Inquinamento Atmosferico (CRIAL): tali prescrizioni vengono riportate nell'autorizzazione alla realizzazione del progetto. Nell'autorizzazione, inoltre, vengono indicate le modifiche da apportare ai dispositivi di abbattimento previsti nella relazione di impatto ambientale presentata dal richiedente insieme al progetto.

Ai fini specifici del contenimento degli odori, la Regione Lombardia utilizza un approccio per attività; infatti, considera le attività capaci di provocare molestie olfattive, per le quali i rilievi analitici usuali (prelievi e analisi di laboratorio) sono resi difficili dalla complessità della miscela di sostanze e la bassa concentrazione delle stesse, ed affronta il problema odore attraverso due linee principali:

- la valutazione impiantistica, ossia le caratteristiche dell'impianto produttivo, il ciclo di produzione in ambienti chiusi, i sistemi di aspirazione e convogliamento, la compatibilità tecnica del sistema di abbattimento con l'effluente da trattare, le caratteristiche geometriche dell'impianto di abbattimento, le caratteristiche geometriche dei camini di evacuazione;
- la valutazione urbanistica, intesa come localizzazione degli impianti in rapporto alle caratteristiche territoriali e alle fruibilità future dello stesso territorio.

Ai fini del rilascio delle autorizzazioni, le attività vengono suddivise come descritto in tabella 1.2.

Si distinguono le attività nuove e le attività già esistenti al momento dell'emanazione di norme specifiche.

Le attività nuove, comprese nell'elenco indicato in precedenza, ad esclusione delle industrie di tipo A1, dovranno rispondere a tre requisiti:

- essere localizzate al di fuori del centro abitato e residenziale (art. 216 R.D. 1265/34), con l'impegno da parte del Comune di far rispettare, anche nel futuro, una simile caratterizzazione urbanistica;
- disporre di impianti a ciclo chiuso caratterizzati da assenza di emissioni diffuse;
- avere impianti di abbattimento a miglior tecnologia.



Tabella 1.2: Suddivisione per attività delle industrie potenzialmente emissive (L.R. n. 21/93)

Settore		Industrie
A	Attività connesse alla vita domestica ed animale e di trasformazione di biomassa	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Cucine, ristoranti, pizzerie di consistente dimensione e prive di sistemi di captazione efficienti.</li> <li>2. Allevamenti di animali.</li> <li>3. Macelli.</li> <li>4. Alimentari: pastifici, pasticcerie, tostatura caffè, orzo e cacao, friggitorie</li> </ol>
B	Attività di fermentazione (produzione di biomasse, enzimi e/o metaboliti industriali).	<ol style="list-style-type: none"> <li>5. Farmaceutiche.</li> <li>6. Zootecniche.</li> <li>7. Lavorazioni di estratti biologici.</li> <li>8. Produzione di fertilizzanti biologici.</li> </ol>
C	Attività di trasformazione biotecnologica tese al recupero di sostanze.	Recupero di rifiuti tramite processi biologici quali: <ol style="list-style-type: none"> <li>1. depurazione acque</li> <li>2. trasformazione rifiuti industriali (micelio di trasformazione, sfridi di conceria...) in concime e/o mangime</li> <li>3. compostaggio rifiuti organici di tipo urbano</li> <li>4. trasformazione rifiuti organici di origine animale (sangue, scarti da macello...) in concime e/o mangime.</li> </ol>
D	Attività con processi di decomposizione termica parziale	<ol style="list-style-type: none"> <li>5. Forni di cottura presenti nelle fasi del ciclo produttivo (spalmature, verniciature, stampa, adesivizzazione, produzione di alimenti...)</li> <li>6. Forni di ricottura (laminatoi...)</li> </ol>

Per le industrie di cui al punto A1, invece, è possibile l'insediamento nel centro abitato purché possiedano efficienti sistemi di captazione e convogliamento, progettati secondo criteri di massimo rendimento e purché dispongano di emissioni ad un'altezza superiore al colmo delle case più vicine. L'altezza dei camini è in funzione della distanza delle case dalla sorgente emissiva e deve essere superiore a 3 m per distanze inferiori a 10 m dal camino, superiore a 2 m per distanze fra i 10 e i 50 m, superiore a 1 m per distanze superiori a 50 m.

Per le attività già esistenti, ma che comunque rientrano nell'elenco, è necessaria la trasformazione degli impianti in modo da attuare il ciclo chiuso e la realizzazione dell'impianto di abbattimento a miglior tecnologia. In ogni modo, anche per tali attività, ad esclusione di quelle al punto A1, è auspicabile il trasferimento in aree libere o dismesse, lontane da aree civili e abitative.

Infine, tutte le imprese, nuove ed esistenti, dovranno presentare nella relazione tecnica che accompagna la domanda di autorizzazione, il progetto dell'impianto di abbattimento predisposto e sottoscritto da professionisti qualificati.

La fase di controllo delle attività punta su due fattori, la verifica del rispetto delle caratteristiche impiantistiche fissate nelle prescrizioni ed il controllo della molestia valutata con il metodo olfattometrico.

Tale metodo deve essere accompagnato da un accertamento preliminare per verificare che l'impresa disponga di efficienti sistemi di aspirazione e convogliamento delle emissioni in una o più emissioni puntiformi, così da garantire l'assenza di sorgenti emissive diffuse; si rende, inoltre, necessaria un'analisi della diluizione a cui vanno incontro le emissioni, mediante modelli matematici di diffusione basati sul modello gaussiano.

La Regione Lombardia, con la Delibera della Giunta Regionale del 3 agosto 1999, ha predisposto, ma non ancora adottato, le linee guida per la costruzione e l'esercizio degli impianti di compostaggio individuando valori limite alle emissioni di odori da determinarsi con metodo olfattometrico.

Con tali linee guida si intende offrire un contributo agli operatori del settore e a coloro che operano nell'ambito della pubblica amministrazione ai fini sia del rilascio delle autorizzazioni sia per l'effettuazione dei controlli dei prodotti e delle operatività degli impianti da parte degli enti preposti.

Vengono individuate le fasi critiche del processo per le emissioni di odori:

- ricezione;
- stoccaggio iniziale;
- prime fasi di bio-ossidazione

È altresì previsto il trattamento dell'aria con opportuni presidi biologici e chimici.

Le linee guida individuano le caratteristiche minime degli impianti con capacità di trattamento maggiore o uguale a 100 t/anno, prevedendo l'obbligo di sconfinamento, di aspirazione e trattamento dell'aria per le fasi di conferimento, di pretrattamento, di bio-ossidazione e fissando i requisiti minimi dei sistemi di abbattimento. Esse prevedono, inoltre, valori limite alle emissioni all'uscita dai biofiltri a servizio degli impianti di compostaggio. I parametri previsti e i relativi limiti sono riportati in tabella 1.3.

Le stesse linee guida cercano di dare una definizione ad ogni fase dell'impianto e per ognuna di esse danno le caratteristiche impiantistiche minime relativamente a:

- zona di pretrattamento;
- fase di bioossidazione;
- fase di maturazione;
- zona dedicata alla raffinazione del prodotto.

Infine, per la zona ove il materiale finale uscente dal processo viene stoccato, si prevede una struttura chiusa, non tanto per l'impatto odorigeno del materiale (che dovrebbe essere pressoché nullo), ma per evitare la dispersione eolica del materiale stesso.

Le linee guida trattano anche i sistemi di abbattimento comprendenti biofiltri con materiale di riempimento di origine vegetale quali torba, compost e materiali lignocellulosici. Per tali sistemi vengono stabilite le caratteristiche impiantistiche. Viene, inoltre, considerata un'eventuale copertura dei biofiltri fissa o mobile se l'impianto è situato in un centro urbano o in situazioni di elevata piovosità media (1500-2000 mm/anno). Si richiede il controllo in continuo dell'umidità del biofiltro stesso. Tale umidità in uscita dal biofiltro non deve essere inferiore al 90% in modo da garantire una umidità minima del materiale di riempimento del biofiltro pari al 45%.

Come per il sistema di abbattimento biologico (biofiltro) così per quello chimico (scrubber) si stabiliscono le caratteristiche impiantistiche.

Le linee guida prevedono anche un abbattimento delle polveri effettuato con filtri a maniche con superficie filtrante tale che la velocità di filtrazione sia inferiore a 1,6 m/minuto.

Sono, in fine, fissati i valori limite alle emissioni per l'ammoniaca (5 mg/Nm<sup>3</sup>) per l'acido solfidrico (5 mg/Nm<sup>3</sup>) e per le polveri (10 mg/Nm<sup>3</sup>) che fanno riferimento ai limiti per omologhi impianti industriali (D.P.R. 203/88). Ma la vera novità di tali linee guida è costituita dai limiti imposti per le emissioni odorose, per la prima volta viene trattata la qualità olfattiva delle emissioni che non devono superare le 200 unità odorimetriche per normale metro cubo.

Le linee guida riportano anche indicazioni in merito ai metodi di campionamento, analisi e valutazione dei risultati ottenuti.

Per la determinazione della qualità olfattiva delle emissioni si fa riferimento alla valutazione olfattometrica da effettuare secondo le procedure previste nel pr EN 13725 approvato in sede CEN nell'ottobre 2002.

Tabella 1.3: Valori limite alle emissioni (immissioni per N organico)

Parametro di riferimento	Valore limite
Effluenti odorigeni	200 UO/Nm <sup>3</sup>
Ammoniaca	5 mg/Nm <sup>3</sup>
Acido solfidrico	5 mg/Nm <sup>3</sup>
Polveri	10 mg/Nm <sup>3</sup>
N organico (Immissioni)	0,05 mg/Nm <sup>3</sup>

*Regione Veneto*

La Regione Veneto ha adottato, con la Deliberazione della Giunta Regionale del 10 marzo 2000, n. 766, "Norme tecniche e indirizzi operativi per la realizzazione e la conduzione degli impianti di recupero e di trattamento delle frazioni organiche ed altre matrici organiche mediante compostaggio, biostabilizzazione e digestione anaerobica".

Le norme tecniche disciplinano:

- la realizzazione degli impianti di recupero e di trattamento (aerobico o anaerobico) delle frazioni organiche dei rifiuti, sia in regime semplificato (artt. 31 e 33 D.lgs 22/97) sia in regime autorizzativo ordinario (artt. 27 e 28 D.lgs 22/97);
- la conduzione operativa dei medesimi impianti;
- le caratteristiche dei prodotti ottenuti;
- l'istituzione del marchio di qualità denominato "Compost Veneto";
- le prescrizioni operative necessarie ad attenuare l'impatto ambientale degli impianti.

Vengono introdotte norme per la riduzione delle emissioni e la gestione degli odori:

*Al fine di un adeguato contenimento degli odori e delle polveri, gli edi ci deputati ai processi di ricevimento e biossidazione devono essere con nati e mantenuti in depressione. Il tipo di tecnologia di aspirazione dell'aria ed il numero di ricambi d'aria orari, dipendono dal tipo di processo e dalla presenza di operatori nel locale; necessario altresì creare un microclima che rispetti i limiti di sicurezza e il relativo benessere prescritti dalle norme relative agli ambienti di lavoro. Di conseguenza il numero di ricambi dell'intero volume d'aria delle strutture chiuse destinate a stoccaggio e pretrattamento dei materiali fermentescibili e biossidazione non deve essere inferiore a 2,5 ricambi/ora; nel caso di edi ci preposti alla biossidazione accelerata con presenza, in questo caso non saltuaria, di personale, devono essere previsti almeno 4 ricambi/ora. Particolare attenzione andr posta per le aperture d'accesso che dovranno essere di facile manovra ed a chiusura automatica.*

*L'aria aspirata dagli edi ci possibilmente deve essere riutilizzata per l'ossigenazione della biomassa e, comunque, prima della immissione nale in atmosfera, deve essere trattata per ridurre la concentrazione di composti odorigeni e polveri in idoneo impianto.*

*(omissis) I limiti per le emissioni devono far riferimento a quelli indicati dalla normativa per analoghe attivit , fermo restando che al di fuori dai con ni dell'impianto deve essere contenuta al massimo la molestia o il disagio provocati dalle attivit .*

Gli impianti di compostaggio e di biostabilizzazione devono prevedere alcune caratteristiche minimali. Anche in questo caso è previsto il confinamento delle sezioni di ricevimento, stoccaggio, pretrattamento e miscelazione dei materiali umidi e fermentescibili, di biossidazione (a esclusione degli impianti che trattano solo residui verdi), di trattamento dell'aria attraverso idonei impianti e i relativi requisiti.

Non vengono, invece, indicati limiti specifici alla qualità effettiva delle emissioni.

## 1.6 Normativa Europea in materia di odori

### 1.6.1 La norma pr EN 13725 in materia di olfattometria dinamica

In Europa non è stata ancora adottata una normativa specifica dedicata in maniera organica al problema delle molestie olfattive, ma è possibile individuare delle norme che contengono dei riferimenti riguardanti le emissioni di odori.

Tra queste si evidenzia la norma tecnica predisposta dal Comitato Europeo di Normalizzazione al fine di standardizzare, a livello europeo, la misura della concentrazione degli odori con olfattometria dinamica: il pr EN 13725 approvato nell'ottobre 2002, in pubblicazione CEN, elaborato dal Comitato Tecnico Cen/TC 264.

Alle modalità tecniche di misura possono far riferimento su base volontaria, sostituendo gli standard vigenti, Austria, Belgio, Danimarca, Finlandia, Francia, Germania, Gran Bretagna,

Grecia, Irlanda, Italia, Lussemburgo, Paesi Bassi, Portogallo, Spagna, Svezia e Svizzera, in accordo con i regolamenti internazionali CEN/CENELEC.

Tale standard Europeo (EN) è riferito al metodo per *la misura oggettiva della concentrazione di odore di un campione gassoso usando l'olfattometria dinamica e si propone di fornire una base comune per la valutazione delle emissioni di odore negli Stati membri dell'Unione Europea*. Nella citata norma vengono discussi concetti fondamentali per le analisi, quali l'odore, l'olfattometro, la diluizione, la soglia, l'emissione, il campionamento e il concetto fondamentale di metodo sensoriale inteso come metodo basato su uno strumento di rilevazione costituito da un senso umano (l'olfatto nel caso dell'olfattometria).

Oltre all'esposizione del metodo da usare con relativi materiali, sono trattati anche i concetti fondamentali di ripetibilità (misura della qualità delle misurazioni in laboratorio), riproducibilità (misura della qualità dei risultati ponendo a paragone le misure eseguite in diversi laboratori) e accuratezza (che tiene conto degli errori sistematici del metodo e del laboratorio e degli errori casuali).

L'odore è misurato in  $O.U._E / m^3$  (unità odorimetriche al metro cubo), dopo aver definito 1  $O.U._E / m^3$  come la concentrazione di odore alla soglia di percezione del panel.

1  $O.U._E / m^3$  è la quantità di odorante evaporata in un  $m^3$  di gas neutro in condizioni standard ed è equivalente alla risposta data per 1 EROM (massa di odorante di riferimento europea pari a 123 microgrammi di n-butanolo evaporati in un metro cubo di gas neutro) evaporato nello stesso volume.

La concentrazione di odore che non è una misura lineare dell'intensità dell'odore, viene espressa come multiplo di 1  $O.U._E$  in un metro cubo di gas neutro. Tale gas viene definito come salubre e inodore e ha lo scopo di diluire il campione odorigeno. Esso può essere nella fattispecie aria o azoto (per la prediluizione di campioni fortemente odoriferi).

L'unità di odore viene definita in modo simile all'LD50 ossia alla dose a effetto letale per il 50% dei soggetti esposti. In modo analogo la D50 è la dose di odore percepibile dal 50% della popolazione (con la rappresentatività del panel che è costituito da 4-8 persone).

#### *Il metodo olfattometrico: materiali e pulizia dell'apparecchiatura*

La descrizione del metodo olfattometrico dinamico considera, come prima fase, i materiali utilizzati. Essi devono essere inodori, inerti chimicamente e fisicamente, non permeabili e a superficie liscia. Per questi motivi vengono usati PTFE (politetrafluoroetilene), acciaio inox, vetro, teflon, polivinilfluoruro, Nalophan (per i sacchetti di campionamento monouso), mentre vengono scartati materiali quali gomme siliconiche o naturali.

La procedura di pulizia delle apparecchiature prevede l'immersione di parti di esse in bagni a ultrasuoni riempiti di acqua e detergente. Tale bagno ha la durata di 15 minuti a 70°C. Segue, quindi, il risciacquo e l'asciugatura con gas neutro e la verifica della mancanza di odori sull'apparecchiatura facendo fluire gas neutro su di essa.

#### *Le caratteristiche dell'olfattometro*

Si descrive, poi, la procedura di costruzione dell'olfattometro per segnalare quali siano le caratteristiche fisiche dell'apparecchiatura che consentano una comoda e veritiera analisi da parte del panel:

- lunghezza delle tubazioni interne minimizzata per prevenire contaminazioni dell'odorante;
- orifizi dimensionati per prevenire il blocco da polveri;
- dispositivi che non cambino l'odore (i materiali usati sono tutti completamente privi di odore proprio);
- dispositivi che non mutino le caratteristiche del campione, così ad esempio la temperatura del gas di riferimento non deve scostarsi di più di 3°C dalla T della stanza in cui avviene la misura;
- forma delle bocchette tali che i panel annusino con facilità e attraverso cui l'aria fluisce a 0,2 m/s;

- flusso d'aria da ogni bocchetta d'inalazione maggiore o uguale a 20 l/min;
- aperture con forme tali che le differenze tra velocità media e velocità nelle sezioni trasversali non si discostino più del 10%;

I parametri dell'olfattometro vengono calibrati usando un tracciante adatto e certificato (CO).

#### *Le caratteristiche dei locali per la misurazione dell'odore*

Sono previste delle caratteristiche minime anche per i locali adibiti alla misurazione dell'odore da parte del panel; in particolare, tali locali devono avere caratteristiche comuni quali la comodità e l'assenza di odore, devono essere ben aerati e non superare la temperatura di 25°C. Le fluttuazioni di temperatura durante le misurazioni non devono oscillare oltre  $\pm 3^\circ\text{C}$ . Le stanze, in questione, devono essere poco rumorose e non esposte al sole. Infine, i locali possono essere stazionari (laboratori), mobili (furgoni o container) o semimobili (camere adattate vicino al sito di prova).

#### *Descrizione della metodologia del campionamento*

La strategia con cui viene suggerito di eseguire il campionamento segue i seguenti punti fondamentali:

1. identificare i processi rilevanti di produzione di odori;
2. accertare i potenziali rischi di tossicità e la tossicità per i panelist;
3. identificare il posizionamento delle fonti di odore;
4. identificare le probabili fluttuazioni dell'odore nel tempo (il tempo di raccolta del campione dipende infatti dalle fluttuazioni temporali delle emissioni di odore);
5. identificare il posizionamento dei punti di campionamento;
6. identificare le condizioni che possono alterare l'odore (variazioni atmosferiche incontrollate e variazioni controllate).

Vengono descritti 2 diversi tipi di campionamento eseguibili: il campionamento dinamico (olfattometria diretta) e quello per olfattometria posticipata (campionamento statico).

Nel campionamento dinamico il campione viene trasferito all'olfattometro senza essere immagazzinato in un contenitore. Tale metodo è applicabile esclusivamente in caso di emissioni con un livello costante di concentrazione per tutto il campionamento.

Nel campionamento statico il campione viene raccolto in un sacchetto e analizzato entro 30 ore; tale campionamento viene usato per fonti con concentrazioni odorifere variabili nel tempo come lagune, serbatoi, aie di compostaggio e discariche.

Il vantaggio del campionamento dinamico sta nella minimizzazione dei rischi di variazione di composizione del campione gassoso per reazione chimica o per adsorbimento. D'altra parte risulta molto difficile implementare in loco una camera di misura ventilata per isolare il panel dall'odore esterno. Con il campionamento statico, assolutamente necessario se si hanno fonti di odori variabili nel tempo, si migliora dunque l'accuratezza delle misure ponendo gli esperti nelle migliori condizioni ambientali. Se si utilizza un campionamento statico occorre fare attenzione che il campione non venga esposto alla luce, soprattutto solare (per minimizzare le reazioni fotochimiche) e deve essere tenuto a temperatura inferiore ai 25°C e sopra la temperatura di rugiada per impedirne la condensazione.

La strumentazione utilizzata per il campionamento consta di una sonda campionatrice (da inserire nei condotti), un tubo di distribuzione, un filtro per il particolato, prima del sistema di raccolta del campione, una cappa progettata perché il flusso al suo interno sia turbolento. Il campione deve essere raccolto dopo il passaggio di un volume pari a 3 volte quello della camera. Per superfici estese il campione deve essere prelevato con la cappa in diversi punti.

*La presentazione del campione al panel: l'analisi*

Dopo il prelievo il campione viene analizzato da un gruppo di persone qualificate che ne determinano il potere odorante. Tale gruppo, detto panel, deve avere, secondo lo standard normativo europeo alcune caratteristiche, tra le seguenti:

1. avere un'età superiore ai 16 anni;
2. essere motivato, volenteroso e coscienzioso;
3. essere disponibile per una completa sessione di misura;
4. non fumare, bere, mangiare almeno 30 minuti prima della misura e presentarsi nella camera olfattometrica 15 minuti prima della misura stessa;
5. cura personale e uso non eccessivo di profumi.

Gli allergici vengono esclusi.

Le risposte date dal gruppo dovrebbero essere il più costanti possibile e con una ristretta banda di variazione.

Il solvente usato come gas di riferimento, e scelto per la certificazione di tale gruppo di persone, è il n-butanolo. La norma indica almeno 10 stime di soglia individuale da effettuarsi in 3 sessioni in giorni diversi. Per diventare un membro del panel i dati raccolti per l'individuo devono soddisfare i seguenti criteri:

1. l'antilogaritmo della deviazione standard calcolata dal logaritmo delle soglie individuali espresse in unità di concentrazione di massa del gas di riferimento dovrà essere minore di 2,3;
2. la media geometrica delle stime di soglia individuale in unità di concentrazione di massa del gas di riferimento deve essere compresa tra 0,5 e 2 volte il valore di riferimento accettato per il materiale di riferimento ( per n-butanolo tra 62 e 246 µg/m<sup>3</sup> );

Vengono infine indicati 2 metodi con cui è possibile far percepire l'odore al panel:

- *metodo si-no*: al panel viene richiesto di dire se percepisce l'odore o meno. In alcuni casi verrà inviato al panel aria di riferimento invece del campione (bianco). Per ogni set di misure sono previsti un 20% di bianchi;
- *metodo di scelta forzata*: al panel vengono presentate 2 o più porte una sola delle quali eroga il campione, le altre forniscono gas neutro. L'intervallo tra due presentazioni successive deve essere sufficiente per evitare l'assuefazione all'odore (30 secondi). Il numero di presentazioni del campione in una serie di diluizioni deve essere maggiore di 3 (preferibilmente 5 o 6).

La serie di diluizioni deve produrre una stima della soglia individuale. La serie deve contenere almeno 2 risposte "vero" ovvero il riconoscimento del campione deve essere confermato. Se più del 20% di risposte di un panelist sul bianco corrispondono a "vero" l'individuo deve essere escluso.

La CEN descrive approfonditamente l'analisi retrospettiva al fine di eliminare le risposte che si discostano troppo dall'andamento normale della sessione di prova.

*Sicurezza sul lavoro*

Infine, una parte della norma riguarda la sicurezza del panel. Se è nota la concentrazione delle componenti del campione questa deve essere confrontata con gli eventuali limiti di esposizione alle diluizioni proposte. In caso di sospetto rischio di esposizione il panel deve essere informato.

### 1.6.2 La normativa in Germania

#### La legge nazionale per le immissioni

In Germania è stata emanata la legge nazionale per le immissioni, BImSchG-5/90 Bundesimmissionschutzgesetz, che regola l'emissione degli odori.

Tale legge ha come obiettivo la protezione dell'uomo e dell'ambiente contro i pericoli che potrebbero derivare da emissioni provenienti da impianti durante le fasi di realizzazione e gestione e definisce gli odori "sostanze che, provocando un cambiamento della situazione naturale dell'aria, creano un inquinamento dell'ambiente." La norma si applica agli impianti di trattamento dei rifiuti, di nuova costruzione o già esistenti, e prevede la presentazione di una relazione di impatto ambientale che deve contenere sia i valori relativi alle emissioni odorogene, sia la loro diffusione nelle vicinanze dell'impianto, tenendo conto della situazione meteorologica locale. La valutazione sull'immissione degli odori, invece, prende in considerazione: l'intensità dell'odore, il tipo di diffusione, la classificazione edonica, la durata dell'emissione.

#### TA-Luft: linee tecniche per la prevenzione dell'inquinamento dell'aria

Alla legge quadro in materia di emissioni (la già citata Bundesimmissionschutzgesetz) si affiancano le Linee guida emanate nel 1996, Linee tecniche per la prevenzione dell'inquinamento dell'aria (TA Luft Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft).

Il sistema di calcolo per emissioni e immissioni, la metodologia di campionamento, la misura in sito, il dimensionamento degli impianti etc, sono disciplinati nelle normative TA-Luft (Technische Anleitung-Luft: guida tecnica-aria) e VDI 3881 "Olfattometria - Determinazione della soglia d'odore" e VDI 3882 (Vereine Deutsche Ingenieure) "Determinazione di intensità e tono edonico dell'odore".

Le linee tecniche si applicano alle nuove installazioni che richiedono l'autorizzazione, o alle installazioni esistenti che modificano alcune loro parti, per prescrizioni aggiuntive e per valutare la natura e la dimensione delle emissioni di un'installazione esistente o le immissioni nell'area di influenza dell'impianto.

Nel caso degli odori, anche le TA Luft danno indicazioni metodologiche, ma non forniscono parametri specifici per valutare la rilevanza o meno del disturbo causato dall'emissione di odori.

Con riferimento al problema degli odori, gli aspetti di rilievo nelle TA Luft possono essere così sintetizzati.

Viene definita come *inquinante dell'aria* qualunque sostanza che determina la modificazione della composizione dell'aria, comprendendo esplicitamente tra gli inquinanti anche le sostanze odorose. Le *immissioni* sono gli inquinanti dell'aria che determinano effetti sull'uomo, sugli animali, sulle cose, e sono espressi in termini di massa per unità di volume, le *emissioni* sono gli inquinanti che originano da un impianto, espresse come massa per unità di volume o massa per unità di tempo.

Viene indicata anche l'*unità di misura dell'odore*, che è identificata nell'unità di odore, determinata per via olfattometrica.

In generale, per tutti gli inquinanti, ai fini di valutare le immissioni, viene proposta una metodologia che prevede:

- la valutazione del carico iniziale, ovvero la situazione dell'area, prima dell'installazione del nuovo impianto;
- il carico addizionale determinato dal nuovo impianto;
- il carico totale.

La valutazione viene effettuata secondo uno schema a griglia con parcelle di 1 km di lato (in alcuni casi 500 m), con misure effettuate a 1,5 - 4 m di altezza.

Una parte delle linee guida è relativo al controllo e alla determinazione delle emissioni.

Per le sostanze fortemente odorose sono elencate le seguenti misure di controllo delle emissioni:

- obbligo di copertura per l'installazione nel suo complesso;
- obbligo di confinamento per alcuni comparti;
- edifici confinati in depressioni;
- adeguate modalità di stoccaggio per i materiali grezzi, i prodotti, i rifiuti;
- avvio delle arie fortemente odorigene a sistemi di abbattimento.

I requisiti indicati per ciascuna installazione vanno definiti in relazione all'entità del flusso di aria esausta ed al flusso di massa delle sostanze fortemente odorigene.

Viene stabilito altresì, nel caso in cui con sia possibile o sufficiente il controllo delle emissioni per specifiche sostanze o gruppi di sostanze, che i requisiti per il controllo delle emissioni di sostanze odorose possano essere stabiliti attraverso valori limite di odore definiti per via olfattometrica.

Ogni volta che l'autorizzazione a una specifica installazione prevede misure di controllo di sostanze altamente odorose, definendo una percentuale di abbattimento attuata dal sistema di trattamento, la rispondenza alle prescrizioni relative alle percentuali minime di abbattimento deve essere valutata per via olfattometrica, senza, tuttavia, fornire specifiche in merito alle misure, né limiti alle emissioni.

Le linee guida stabiliscono poi norme specifiche per diverse tipologie di impianti.

Alcune riguardano impianti che producono sostanze fortemente odorigene (allevamenti animali, macelli, lavorazione di grassi animali, installazioni per il trattamento di diversi scarti animali, compresi gli impianti rendering, impianti di essiccazione delle deiezioni, impianti di tostatura, impianti di compostaggio). Le prescrizioni sono, essenzialmente, relative alle distanze minime dalle aree residenziali e dalle foreste, e limitatamente agli allevamenti zootecnici, all'obbligo di confinamento delle fasi odorigene e all'obbligo di trattamento dell'aria.

Per indicazioni dettagliate, le norme rimandano a Linee Guida VDI relative a processi di abbattimento (ad esempio biofiltri, bioscrubber etc.) ed al controllo delle emissioni, comprese le emissioni di odori, in impianti industriali e attività agricole.

Nelle TA Luft, sebbene vengano stabiliti importanti principi, non si possono individuare parametri atti a definire se il disturbo causato da sostanze odorigene sia o meno significativo.

#### *Linee Guida VDI (Verein Deutscher Ingenieure) in materia di odori*

Il calcolo per le immissioni viene effettuato con speciali software, come prescritto dalla normativa TA-Luft integrata con la VDI 3940 e 3782, mentre il campionamento e le misure olfattometriche sono disciplinati dalle VDI 3881 e VDI 3882. Le tecniche di abbattimento sono comprese nelle norme VDI 3477 e 3478.

La VDI 3881 si divide in 4 parti fondamentali:

- fondamenti dell'olfattometria (05/1986);
- campionamento (01/1989);
- olfattometri con diluizione a getto di gas (11/1986);
- norme applicative e parametri metodologici (12/1989).

Nella norma si sottolinea l'importanza dello sviluppo del metodo olfattometrico evidenziando la necessità di disporre di metodi oggettivi per descrivere l'inquinamento dell'aria da odori, poichè la sensazione di odore potrebbe essere presente anche se la concentrazione di odorante fosse al di sotto dei limiti di percezione determinati chimicamente o fisicamente, ed evidenziando, altresì, i costi notevoli delle determinazioni qualitative e quantitative delle miscele gassose.

La normativa fornisce le definizioni di concentrazione, livello e soglia di odore.

L'unità odorimetrica (1 O.U./ m<sup>3</sup>) è definita, analogamente alla norma CEN TC 264, come "la quantità di odorante che dispersa in 1 metro cubo di aria neutra causa una sensazione di odore" ed è considerata come unità di misura della concentrazione di odore.

Oltre ai concetti di efficienza e riduzione dell'indice di odore, vengono, inoltre definiti, i concetti di risoluzione, ripetibilità, riproducibilità e rappresentatività.



Per la fase di campionamento sono previste le medesime tecniche (statiche e dinamiche) adottate dalla norma tecnica europea, CEN TC 264, con la differenza che il tempo di attesa tra campionamento statico e analisi è di 24 ore nella norma tedesca e di 30 nella norma europea.

La norma tedesca, inoltre, prevede nel campionamento dinamico, a differenza di quella europea, il possibile riscaldamento del condotto che porta dalla sorgente emissiva all'olfattometro per evitare condense. I materiali usati, i filtri per le polveri e la strumentazione per il campionamento sono gli stessi per entrambe le norme.

Analoghi sono, pertanto, le criticità sintetizzabili, nei seguenti punti:

- evitare la condensa mediante prediluizione del campione con aria secca;
- evitare che alcuna particella solida entri nell'olfattometro;
- evitare che il sistema di campionamento abbia odori;
- evitare qualsiasi tipo di reazione chimica e l'adsorbimento del campione nel sistema di campionamento.

La tecnica d'indagine olfattiva del campione da parte del panel prevede la scelta tra le due diverse metodologie, il metodo *si/no* ed il metodo della *scelta forzata*.

La presentazione delle diverse concentrazioni di odore al panel prevede che i due passi di concentrazioni adiacenti debbano differire di un fattore 2 in modalità logaritmica. Il range di misura deve comprendere almeno cinque passi di concentrazione sistemati attorno alla potenziale soglia. È necessaria la presentazione del 20% dei bianchi di verifica dell'attendibilità del panel.

La norma fornisce alcune definizioni:

- *soglia di reazione*: concentrazione della sostanza odorosa che determina una sensazione olfattiva nel 16% del numero complessivo di esaminatori;
- *soglia di determinazione*: concentrazione della sostanza odorosa che determina una sensazione olfattiva nel 84% del numero complessivo di esaminatori;
- *soglia di risposta o percezione*: indice di diluizione dell'olfattometro per la soglia di determinazione.

La norma VDI 3882 riguarda la determinazione dell'intensità e del tono edonico dell'odore ed è stata elaborata, nella parte relativa alla determinazione d'intensità dell'odore, nell'ottobre 1992 e, nella parte relativa alla determinazione del tono edonico dell'odore, nel settembre 1994.

Tale normativa riprende brevemente i concetti di concentrazione di odorante, di grado di riduzione dell'odore, efficienza del sistema di abbattimento e di soglia di odore. L'unità di odore viene ridefinita come "la quantità di sostanza odorigena che, in 1 metro cubo di gas neutro, induce una percezione dell'odore nel 50% della popolazione".

La VDI 3882 distingue i vari livelli di categoria dell'odore e identifica con un numero i diversi livelli di intensità, esemplificati in tabella 1.4.

Odore	Livello di intensità
estremamente forte	6
molto forte	5
forte	4
distinguibile	3
debole	2
molto debole	1
non percettibile	0

L'intensità dell'odore fornisce indicazioni del potenziale fastidio del campione. Sono accettabili anche valutazioni con livello di intensità maggiore di 6 che sono incorporate in livello 6. In aggiunta vengono presi in considerazione altri fattori quali il tono edonico e il tempo di esposizione. Il tono edonico permette una valutazione dell'effetto fastidioso del campione. L'effetto accertabile viene definito da "estremamente piacevole" a "estremamente fastidioso". Per stabilire il tono edonico è previsto un panel di 15 persone a cui viene presentato un campione con livello di concentrazione valutato a priori in modo da porre il panel nelle condizioni di percepire l'odore senza però venirne saturato dopo pochi istanti.

Le concentrazioni da presentare al panel comprendono un intervallo di sei passi di diluizione differenti tra loro per un fattore 2. Ciò significa che il campione viene presentato sei volte al panel con diluizioni che si dimezzano tra un passaggio e l'altro (fattore 2).

La scala di categoria del tono edonico va da - 4 a 4 (ovvero - 4 che segnala la sensazione di odore estremamente sgradevole e + 4 che segnala la sensazione di odore estremamente gradevole).

La selezione del panel, per la determinazione del tono edonico, avviene nel modo seguente: viene presentato al panel un odore di riferimento (vanillina, guaiacolo) in un recipiente e si chiede di valutarlo in accordo con la scala edonica (da - 4 a 4). Il valore medio dei risultati ottenuti deve rientrare in un intervallo di valori per ciascun componente. Il campione diluito con propilenglicole e acqua distillata deve essere presentato in una bottiglia da 500 ml contenente 200 ml di soluzione.

Nelle norme VDI 3477 "Biofiltri; depurazione biologica dei gas" e VDI 3478 "Bio-scrubber e tricle bed" (letto a gocce) vengono presi in considerazione i presidi ambientali atti ad abbattere la potenziale molestia olfattiva. Sono descritte le modalità e le apparecchiature per ridurre le emissioni gassose e separare le particelle solide, le tecnologie per la separazione e l'efficienza di abbattimento e le misure di protezione degli impianti da polveri esplosive e infiammabili.

La norma VDI 3477 descrive lo stato dell'arte sulla depurazione dei gas di scarico mediante filtri biologici dando, anche, importanti specifiche sui materiali strutturanti per i biofiltri e sulle loro caratteristiche fisiche. In particolare, si richiede che *i materiali che costituiscono il letto ltrante abbiano grandi aree superficiali interne (compost, torba, erica, lava, argilla porosa) con rapporti carbonio:azoto:fosforo=200:10:1.*

Sono, inoltre, specificati i parametri su cui lavorare per un corretto abbattimento dell'odore per cui *" la trasformazione degli inquinanti determinata dal grado di reazione, dal tempo di residenza gas nel bio ltro, dalla concentrazione degli inquinanti nel gas da trattare (il tempo di residenza dipende dalla portata di gas da trattare, dal volume del materiale ltrante e dalla frazione di vuoti interna al ltro) Si potrebbero veri care adsorbimenti sul ltro di tipo chimico o sico senza che avvenga alcuna degradazione biologica.*

Le caratteristiche dei materiali filtranti includono:

1. struttura regolare e uniforme e penetrazione uniforme del gas refluo (piccole perdite di carico);
2. numero di vuoti sufficiente per avere basse perdite di carico e bassa resistenza alla filtrazione;
3. alta concentrazione di sostanza organica (per disponibilità di nutrienti per i microrganismi);
4. alta area superficiale per l'adesione dei microrganismi;
5. assenza di variazioni marcate del pH e buon tamponamento;
6. buona ritenzione idrica per il mantenimento di un buon grado di umidità;
7. odore specifico trascurabile.

La linea guida detta anche le caratteristiche costruttive del biofiltro le cui dimensioni dipendono principalmente dalla quantità di gas da trattare, dai tipi di inquinanti e dalle loro concentrazioni.

In particolar modo l'altezza del materiale filtrante è determinata dal tempo di residenza del gas al suo interno e dal carico del filtro. Per ottenere un flusso costante ed evitare l'impacca-

mento o la formazione di vie preferenziali del filtro (ovvero la presenza di zone in cui il flusso passa indisturbato a una velocità tale da non permettere un'efficiente filtrazione), si raccomandano altezze di almeno 0,5 m.

I dati relativi ad alcuni parametri che è necessario valutare durante una biofiltrazione sono presenti in allegato alla linea guida. Per i diversi tipi d'impianto sono indicate le caratteristiche del materiale filtrante, del gas grezzo, e dell'impianto di biofiltrazione e l'efficienza del presidio sui diversi gas da trattare.

La linea guida considera anche le analisi chimiche non rilevando, tuttavia, una stretta correlabilità tra queste e la presenza di odori a causa della complessità delle miscele.

La norma VDI 3478 si pone l'obiettivo di indicare i presidi migliori per ridurre le emissioni che contengono componenti sufficientemente biodegradabili quali idrogeno solforato e ammoniacca.

La soluzione adottata prevede un adsorbimento del gas da purificare su un liquido di scrubbing rigenerato aerobicamente dai microrganismi. Viene descritto il procedimento di depurazione che prevede *l'uso dei batteri per degradare l'inquinante tali batteri possono essere in sospensione in acqua (bioscrubber) o supportati su solido (trickle bed) in questo contesto avviene sia adsorbimento chimico che fisico. La velocità della reazione dipende dalla costante di velocità della reazione, dalla temperatura e dal pH del liquido di scrubbing, dal carico di inquinanti da degradare e dalla concentrazione dei microrganismi.*

Viene, altresì, indicato il tempo di ritenzione del liquido di lavaggio di ricircolo che deve essere tra 0,5 e 2 ore.

Il liquido dello scrubber deve contenere un certo numero di nutrienti (C, N, P), avere una certa concentrazione di microrganismi ed essere mantenuto a un pH tra 5,5 e 9 e una temperatura tra 30 e 35°C. Pertanto, il pH, la temperatura, la concentrazione di ossigeno e la conducibilità sono monitorati in continuo, mentre il COD, il TOC, l'indice respirometrico, etc. vengono misurati soltanto alcune volte alla settimana.

I presidi ambientali devono essere dimensionati in funzione del carico e della tipologia del carico da trattare, del flusso volumetrico, della temperatura, della pressione e umidità relativa del gas e del grado di scrubbing che si desidera ottenere.

A tal proposito, vengono forniti alcuni dati quali l'altezza del singolo corpo di riempimento su cui sono posti i microrganismi (che varia da 0,3 a 0,6 m per l'adsorbimento di sostanze altamente solubili in acqua e da 0,4 a 1 per l'adsorbimento di sostanze idrofobiche), il numero di corpi di riempimento (tenendo conto che ogni unità riduce l'inquinamento presente nel gas trattato di un fattore pari a 2,7), il rapporto tra il liquido di scrubbing e l'aria per lo spray dello scrubber (che deve essere compreso tra 2 e 3 l/m<sup>3</sup>), la velocità del gas (che deve essere compresa tra 0,5 e 2,5 m/s), la temperatura di bulbo umido del bioscrubber (che deve essere compresa tra 10 e 38°C) e il valore di pH (che deve essere compreso tra 5,5 e 9). Infine sono indicate le caratteristiche dei materiali per la costruzione dello scrubber che devono essere resistenti alla corrosione, ai raggi UV e alle temperature di esercizio.

Si fa, infine, un cenno ai metodi di campionamento e misura (sia olfattometrica che chimica) per tali sistemi di abbattimento.

La norma VDI 3883 si suddivide in due parti. La prima, "Effetti e distribuzione degli odori", valuta il potenziale di disturbo provocato localmente dagli odori con lo scopo di individuare i processi che presentano problemi di odori. Per questo motivo *si investiga sui reclami dei vicini e si dimostra la necessità e l'efficacia di misure di controllo delle emissioni*. In questa linea guida si introduce la distinzione tra odore sentito "con il naso" e quello percepito "psicologicamente". Non sono, dunque, paragonabili misure olfattometriche eseguite in laboratorio, che tengono in conto solo sensazioni sentite con l'olfatto, con quelle eseguite in campo che inevitabilmente coinvolgono anche l'emotività del panelist.

La norma introduce le seguenti definizioni:

- determinazione diretta del fastidio: per cui il panel dà il proprio giudizio dopo avere valutato tutte le situazioni e reazioni associate al fastidio provocato dall'odore;
- determinazione indiretta del fastidio: che è il grado di fastidio dato da un odore che è il risultato di interazioni di attività individuali.

Il fastidio viene valutato con un questionario *“realizzabile, accurato e valido”* costituito da 10 domande sul fastidio provocato alla popolazione tenendo in considerazione parametri importanti quali l'inquinamento e la situazione socio-demografica della zona d'indagine.

L'elemento centrale del questionario è costituito da una scala su cui il soggetto deve porre il livello di fastidio (da 0 a 10) ed ogni risposta tiene conto dei dati personali di chi risponde al quesito.

L'area su cui fare le misure deve essere scelta accuratamente *in base al numero di sorgenti emissive, al tipo di sorgente, alla topografia, alle direzioni e velocità del vento* e deve essere, il più possibile, *omogenea per il traffico, strutture sicche, emissioni di odori*.

Nella seconda parte della norma *“Determinazione dei parametri di fastidio con questionari”* si descrive il metodo che utilizza la popolazione come panel per misurare il fastidio provocato dall'odore.

In momenti particolari i residenti locali, con requisiti specifici che riguardano l'età, il sesso, lo stato civile e l'educazione e prescelti tramite selezione degli indirizzi dal registro dei residenti o random, vengono chiamati a rispondere al questionario precedentemente menzionato. I risultati, su un lungo periodo di tempo, servono a quantificare il fastidio e a misurare dunque *l'indice di fastidio*.

Per misurare il fastidio provocato dall'odore la linea guida individua tre metodi:

1. collezionare dati sui reclami;
2. domandare sistematicamente ai residenti locali il grado di fastidio;
3. domandare sistematicamente a un panel di residenti locali di misurare la frequenza del fastidio.

Il panel deve essere motivato a compiere le misure in modo corretto ed accurato (tra i metodi per motivare viene inclusa l'istruzione per la presa coscienza del problema e la remunerazione finanziaria), avendo cura che nessun'altra fonte di odore estranea a quella da analizzare influenzi la sua misura.

La zona investigata è scelta all'interno dell'area geografica in cui possono ricadere delle immissioni determinata sulla base dell'esperienza e dei calcoli di modelli di dispersione. Si tratta di quella parte dell'area in cui il carico immissivo proveniente da uno o più fonti può essere assunto come sufficientemente omogeneo (determinazione non sempre facile ed estremamente dipendente dalle condizioni atmosferiche) e non dipendente da null'altro che non sia la fonte/i da investigare.

La scelta dell'area dipende dal tipo di sorgente da investigare, dall'altezza del pennacchio emissivo dal suolo, dalla topografia e orografia del terreno, dalle direzioni del vento e dal carico da analizzare. Proprio in dipendenza dell'altezza da cui fuoriesce l'emissione vengono tabulati dei valori R costituenti il raggio del cerchio immaginario che si traccia attorno all'impianto.

Le misure devono essere condotte partendo da 300 m fino a R/2, investigando punti molto vicini tra loro e da R/2 a R, investigando punti anche più distanti tra loro. Il valore massimo di R viene identificato in 1 Km. Inoltre, nella scelta dei punti da analizzare lontani tra loro va considerata la presenza di fattori influenzanti quali fiumi o strutture invalicabili.

Infine, è previsto che le osservazioni e i giudizi del panel siano eseguiti alla stessa ora del giorno. L'indagine può essere articolata su tempi brevi (2 o 3 giorni), eseguendo un test al giorno, o tempi lunghi (12 o 14 mesi), eseguendo un test alla settimana.

Spesso i risultati di queste misure vengono confrontati con dei modelli di dispersione effettuati sulla stessa area nel medesimo periodo poiché i risultati ottenuti con le due metodologie dovrebbero essere molto simili tra loro.

La norma VDI 3940 *“Determinazione dell'odore tramite ispezioni di campo”* permette, secondo le intenzioni, la determinazione delle immissioni da una sorgente in termini di odore.

Mediante l'olfattometria dinamica, già oggetto delle norme VDI 3881 e 3882, è possibile determinare intensità e tono edonico di un'emissione odorosa, ma nulla si può sulla determinazione degli stessi parametri immissivi a meno di non avvalersi di particolari modelli di ricaduta. Con il metodo delle ispezioni di campo si possono effettuare misure sensoriali diretta-

mente in sito con un gruppo di valutatori che si esprimono sulla percezione o meno dell'odore in diversi punti dell'area di indagine. Per una corretta effettuazione di tali misure è indispensabile che l'odore sia riconoscibile (si opera quindi non alla soglia di percezione, ma alla soglia di riconoscimento).

Trattandosi di misure sensoriali anche in questa norma vengono date indicazioni sui comportamenti del panel.

In aggiunta a queste prescrizioni, già peraltro presenti nelle norme riguardanti le misure olfattometriche condotte in laboratorio mediante l'uso dell'olfattometro (VDI 3881,3882), vengono stabiliti alcuni criteri di scelta del panel relative all'analisi dell'odore all'esterno. Il panel per questo tipo di analisi è costituito da 10 persone di età compresa tra i 18 e i 50 anni testate con n-butanolo e acido solfidrico e la misura viene ripetuta 4 volte.

Per definire l'area su cui eseguire l'analisi di campo occorre conoscere la sorgente puntuale e *puntare su di essa un compasso per descrivere un cerchio entro cui eseguire la misura la grandezza di tale cerchio dipende dall'obiettivo della misura stessa*. Per stimare la grandezza del cerchio devono essere effettuate visite di ispezione sotto vento.

All'interno di quest'area viene disegnata una griglia con maglie della stessa misura, a grandezza variabile, in funzione dello scopo della misura. Normalmente viene raccomandata una maglia di 1000, 500, 250 o 100 metri, tenendo anche conto degli eventuali impedimenti fisici che, comunque, non devono far variare più del 25% il posizionamento dei punti di ispezione.

Il periodo di indagine per tale misure di campo è normalmente di un anno e può essere ridotto, in casi eccezionali, a 6 mesi. In questo periodo devono essere effettuate 26 misure per ogni punto indagato ovvero 104 misure (26 misure per 4 punti di misura). Le misure devono essere rappresentative di un anno, una settimana e un giorno, pertanto alcune misure devono essere effettuate di notte e nei giorni festivi e durante le 4 stagioni annuali.

Ogni misura viene effettuata analizzando 60 osservazioni, effettuate a distanza di 10 secondi l'una dall'altra, sul campo. Ad ognuna di queste 60 osservazioni viene dato un punteggio da 0 (se l'odore non viene percepito) a 6 (se l'odore viene percepito con alta intensità). Il totale delle osservazioni che non hanno punteggio 0 (ovvero ove l'odore viene percepito) dà la percentuale di riconoscimento dell'odore (ovvero "la somma di tutti gli episodi odorosi divisi per il totale delle misure"). La differenza tra questa e il 100% delle osservazioni dà la percentuale di "non odore".

Anche in questi casi i risultati ottenuti da tali campagne vengono spesso paragonati ai risultati ottenuti elaborando dati provenienti dai modelli di dispersione dell'odore, tenuto conto delle condizioni meteo e delle velocità e direzioni del vento.

#### *La direttiva nazionale sugli odori*

Il quadro normativo si completa con la Direttiva sulle emissioni che definisce la metodologia per la valutazione delle sostanze osmogene e indica i requisiti di qualità dell'aria rispetto a tali sostanze.

La Direttiva (Determinazione e valutazione delle immissioni di odori) fornisce criteri e parametri per il rilascio delle autorizzazioni e per la valutazione delle compatibilità delle installazioni esistenti, imponendo i limiti alle emissioni e definendo distintamente i requisiti di qualità dell'aria riguardo agli odori per aree industriali e aree residenziali.

Viene definito il concetto di "*massima frequenza di odore*", intendendo con questa la frequenza relativa di ore con odore chiaramente percepibile.

I limiti di immissione sono quelli riportati in tabella 1.5. Quando i limiti sono superati il disturbo causato dall'odore viene ritenuto rilevante. Il valore 0,10 significa, ad esempio, che in un'area residenziale la qualità dell'aria ambiente deve essere tale che le ore in cui l'odore risulta chiaramente percepibile non devono risultare superiori al 10% del totale, oltre tale valore il disturbo causato viene considerato rilevante.

L'effetto molesto di un'immissione non è, infatti dipendente solo dalla sua concentrazione, ma anche dal genere di odore, dalla distribuzione degli effetti provocati da tale immissione durante il giorno e nell'anno e dalla frequenza con cui le stesse vengono avvertite.

Si richiede, inoltre, che gli odori derivanti dalla fonte che si va a analizzare siano chiaramente distinguibili da quelli causati da fonti diffuse (ad esempio traffico veicolare o altro).

Tabella 1.5: Limiti alle immissioni definiti dalla Direttiva tedesca sugli odori

Aree residenziali e miste (frequenza relativa di ore di odore)	Aree commerciali e industriali (frequenza relativa di ore di odore)
0,10	0,15

La direttiva individua il metodo di determinazione delle immissioni e la procedura per valutare la compatibilità di una nuova installazione, stabilendo:

1. il carico iniziale, ovvero la situazione dell'area, prima dell'installazione del nuovo impianto;
2. il carico addizionale determinato dal nuovo impianto;
3. carico totale (1+2);

Questo non deve eccedere i valori riportati in Tabella 1.5.

Al fine di valutare la rilevanza di una immissione di odori, la Direttiva prevede diversi metodi, descritti in Tabella 1.6, e consistenti in:

- misure di campo mediante panel (in accordo con VDI 3940);
- uso di modelli di dispersione (in accordo con VDI 3782).

Tabella 1.6: Direttiva sulle emissioni di odori. Determinazione e valutazione delle immissioni di odori

Metodo	Situazione attuale/preesistente	Carico aggiuntivo
<i>Indagine in sito a griglia</i> Rilevamento olfattometrico delle immissioni di odori tramite una commissione di valutatori e determinazione della distribuzione delle frequenze	Da applicare con priorità	Non applicabile
<i>Calcolo attraverso modelli di diffusione</i> Calcolo delle immissioni di odori (Unità di Odore/m <sup>3</sup> ) a partire dal flusso di emissione di sostanza odorigena e determinazione della distribuzione della frequenza	Applicabile, ma è necessario determinare i dati di emissione con l'ausilio di misure olfattometriche o di rilevazioni in sito del pennacchio di diffusione	Da applicare con priorità

Come evidenziato in tabella 1.6, per la valutazione della situazione esistente viene considerata preferibile la metodologia della rilevazione in campo mediante una commissione di valutatori, in quanto tale rilevazione viene ritenuta rappresentativa della situazione nelle condizioni reali, preferibile alla stima ottenibile mediante modelli di diffusione.

L'utilizzo di modelli di diffusione trova, invece, il proprio campo di impiego di elezione per la valutazione dei carichi aggiuntivi dovuti ai nuovi impianti; i citati modelli possono, altresì, essere impiegati per stimare le caratteristiche dell'aria ambiente di impianti esistenti di cui sia noto il tasso di emissione. In ogni caso, la valutazione ottenuta non è altro che una stima.

Accanto alle tecniche di misura chimico-fisiche per la determinazione delle molestie olfattive viene presentata, come alternativa, l'analisi sensoriale che ugualmente porta alla determinazione e distribuzione dell'odore.

In questi casi il calcolo delle immissioni odorose in O.U./m<sup>3</sup> viene effettuato a partire dalle O.U./h ovvero dal carico di odore emesso nel tempo.

Nella stessa direttiva viene, inoltre, segnalata l'area di indagine per il carico odorigeno aggiuntivo (che deve essere un cerchio con centro nel punto emissivo, raggio 30 volte l'altezza del camino, comunque non inferiore ai 600 m), l'altezza alla quale va determinata l'immissione (1,5 m dal suolo), la frequenza con cui devono essere effettuate le ispezioni di campo (che devono essere rappresentative di un anno e distribuite nelle 24 ore del giorno), i punti

da analizzare (per ogni angolo perimetrale devono essere effettuate da 13 a 26 misure) il numero di "annusatori" (circa 10) e le specifiche per la selezione degli stessi.

La direttiva sugli odori, ove non esaustiva, rimanda alle linee guida VDI già citate che descrivono la metodologia per garantire rigore e riproducibilità, in particolare, per valutare in sito le immissioni mediante una commissione di valutatori (VDI 3940), per la misura delle emissioni con metodo olfattometrico (VDI 3881) e per la stima della diffusione delle sostanze odorogene (VDI 3782).

Una norma tecnica che appare importante menzionare è la VDI 2590 "Controllo delle emissioni" che riguarda le procedure e i metodi per il controllo delle emissioni, la tecnologia dei metodi per la depurazione delle emissioni e i metodi di analisi.

In particolare, la norma riguarda impianti per l'uso e la distribuzione di carcasse animali (impianti di rendering) definendo gli step processistici di un impianto di rendering e imputando ad ognuno di essi l'emissione di gas odorogeni. Per limitare l'insorgenza di cattivi odori viene prescritto un sistema di ventilazione in aspirazione più vicino possibile alle fonti di emissioni volatili di ogni step.

Particolare attenzione viene posta alla fase di decomposizione biologica e termica del materiale di partenza che sprigiona sostanze molto odorogene (ammoniaca, ammine, composti solforati, mercaptani, acidi grassi, aldeidi, chetoni e altri composti organici).

Oltre alle misure di contenimento degli odori, a scopo preventivo, che prevedono celle frigorifere e camion "a trasporto speciale", è consigliato l'uso di biofiltri, bioscrubber e scrubber per giungere, infine, alla combustione termica.

La linea guida spiega i principi fondamentali della biofiltrazione, includendo le specifiche per il materiale filtrante *costituito da legno o materiale di origine organica*, i parametri da controllare per la vita dei microrganismi che aderiscono al supporto filtrante e comprendono *"umidità, apporto di ossigeno, temperatura, pH"*, la manutenzione del biofiltro che include *periodici rivoltamenti e acqua di ricircolo per mantenere una buona umidità e l'efficienza del biofiltro stesso che va dal 95% al 99,9%*. Vengono, inoltre, spiegati i meccanismi di funzionamento di scrubber (*"adsorbimento di sostanze nel liquido"*) e bioscrubber (*"decomposizione microbica dell'inquinante nel liquido di scrubbing"*).

Per la misura degli odori la norma rimanda alla VDI 3881.

Un cenno, infine, va fatto ad alcune VDI di ordine tecnico relative agli impianti, ai processi ed alle emissioni gassose. Queste norme affrontano anche i problemi riguardanti gli odori rimossi biologicamente (per la presenza di molecole per lo più biodegradabili e idrofile) tramite l'uso di bioscrubber e biofiltri. Per l'individuazione dell'odore mediante metodi sensoriali, che prevedono l'uso di metodi di olfattometria dinamica, si rimanda alle norme tecniche già descritte ed elencate in Tabella 1.7.

Tabella 1.7: Elenco VDI tecniche che tengono conto del problema odori nelle emissioni

VDI	Emissione	Metodologie di abbattim.odori	Direttive per il controllo odori	Limiti di abbattimento dell'odore
2592	Impianti di estraz. di oli vegetali/grassi	Metodi biologici (biofiltri e bioscrubber) Condensazione chimica Ossidazione termica Ossidazione catalitica	TA Luft	Con scarichi di 100.000 O.U./m <sup>3</sup> si impongono riduzioni del 99%
2595 parte 1 parte 2	Impianti di affumicamento affumicam. pesce	Metodi biologici (bioscrubber) Condensazione chimica Ossidazione termica Ossidazione catalitica Adsorbimento* Assorbimento*	TA Luft VDI 3881	Con appropriate progettazioni e installazioni si riduce del 90% la conc. d'odore
2596	Mattatoi	Metodi biologici (biofiltri e bioscrubber) Adsorbimento* Assorbimento* Ossidazione termica Metodi preventivi (pulizia, ventilazione*)		
3890	Impianti di trattam. (incapsulamento, del caffè con produz. minima di 250 Kg/h)	Interventi sul processo aspirazione, Ermetizzazione) Interventi sul gas di trattamento (filtri, cicloni, combust. termica e catalitica, Adsorbimento*, absorbim.* biofiltri e bioscrubber)	VDI 3881 VDI 3477 VDI 3478	Dipendentemente dal tipo di torrefazione l'odore deve essere Abbattuto di più del 90%
3893	Impianti di trattam. Del cacao e cioccol.	Interventi sul processo (ricircolazione del gas, captazione dei gas) Interventi sul gas di trattamento (combustione termica, filtri, cicloni, combust. termica e catalitica, Adsorbimento*, assorbimento* biofiltri e bioscrubber)	VDI 3881 VDI 3882	La concentrazione di odore deve venire ridotta del 90%
3895	Impianti per la cottura e il Trattamento a caldo del cibo dei gas di scarico (filtri, cicloni, combust. termica e catalitica, absorbim.*	Interventi sul processo Interventi sulle emissioni (aspirazione e ventilaz.) Interventi sulla depuraz. TA Luft VDI 348 adsorbimento,* biofiltri e bioscrubber)	VDI 3881 VDI 3882	La concentrazione di odore deve venire ridotta del 90%

Note:

\* per ventilazione si intende un sistema di efficace aspirazione del gas re uo odorigeno;

\* per adsorbimento e per assorbimento si intende la cattura di molecole odorigene su super cie solida e liquida.

### 1.6.3 La normativa in Francia

In Francia è stato approvato il Code Permanent Environnement et Nuisances, del 2 febbraio 1998, relativo ai prelievi e consumo di acque, alle emissioni di qualsiasi natura delle installazioni soggette ad autorizzazione, ai fini della protezione dell'ambiente. La normativa vigente, adottata in un testo unico, stabilisce i valori limite di emissione in materia di inquinamento di aria e acqua e contiene numerose disposizioni in materia di prevenzione dei rischi, impatto ambientale, prelievo e consumo di acqua, controllo delle emissioni e conseguenti effetti sull'ambiente.



I valori limite proposti costituiscono prescrizioni regolamentari minime, alle quali si affiancano i valori più ristretti imposti dai regolamenti locali.

Per quanto riguarda in particolare il problema degli odori, il Cap. 4 art. 20 cita: «Vengono prese le misure necessarie per limitare gli odori provenienti dal trattamento degli effluenti. Nel caso in cui ci siano potenziali fonti di odore su superci estese (bacini di stoccaggio, di trattamento) difficili da coniare, queste dovranno essere situate in modo da limitare la molestia per il vicinato (allontanamento).

Vengono prese le disposizioni necessarie per evitare in qualsiasi circostanza, ad eccezione dei processi di trattamento anaerobici, l'instaurarsi di condizioni di anaerobiosi nei bacini di stoccaggio o di trattamento o nei canali a cielo aperto. I bacini, canali, stoccaggio e trattamento dei fanghi, suscettibili di emettere odori, vengono se possibile coperti e, al bisogno, ventilati. All'art. 29 si definisce il livello di odore o concentrazione di una miscela di odoranti il fattore di diluizione da applicare a un effluente per non essere percepito come odore dal 50% di persone costituenti un campione della popolazione. La portata di odore de nita convenzionalmente come il prodotto della portata d'aria reua, espressa in m<sup>3</sup>/h, moltiplicata per il fattore di diluizione alla soglia di percezione.

La Francia utilizza un approccio basato, soprattutto, sul controllo delle portate di aria osmogena nell'ambiente: lo stesso articolo 29 recita il decreto di autorizzazione ssa, all'occorrenza, la portata di odore dei gas emessi in atmosfera dall'insieme delle fonti odoranti canalizzate, canalizzabili e diffuse, da non superare. Particolari limiti vengono imposti agli squartatoi (macelli).

La misura degli odori deve essere effettuata nel rispetto delle norme NF (Norme Française): la X 43-101 del dicembre 1986, la X 43-103 e la X 43-104 del marzo 1990.

In particolare, la NF X 43-101 "Metodi di misura dell'odore di un effluente gassoso" descrive il «metodo di determinazione del fattore di diluizione che permette di riportare alla soglia di percezione l'odore intenso di certi effluenti gassosi. La metodologia proposta permette di controllare, in situ, il livello di odore dei reui gassosi emessi dalle industrie, il buon funzionamento dei dispositivi di abbattimento degli odori ed i campioni di gas odorante in laboratorio.

La tecnica usata è quella dell'olfattometria dinamica che prevede la diluizione del campione con azoto liquido, il suo passaggio attraverso l'olfattometro e la rilevazione dello stesso da parte del panel.

Di rilievo, sono alcune definizioni quali il fattore di diluizione, l'olfattometro ("che diluisce mescolando il campione con aria neutra e il cui passo di diluizione pu variare da 10 a 10000), la soglia di percezione (intesa come "la probabilit che l'odore venga percepito dal 50% del panel) e la soglia di identificazione (ossia "la probabilit non solo di riconoscere la presenza dell'odore ma anche la natura dello stimolo).

Si distingue tra olfattometro statico e olfattometro dinamico preferendo quest'ultimo che presenta fenomeni d'assorbimento meno accentuati.

La norma pone particolare attenzione ai cambiamenti del campione prelevato nel tempo, ai fenomeni di adsorbimento dello stesso sul materiale di prelievo e analisi ed ai fenomeni di assuefazione che potrebbero compromettere i risultati dell'indagine olfattometrica per cui "si eviter di stimolare la stessa persona per pi di 30 annusate.

Per quel che riguarda l'analisi del campione osmogeno effettuata col panel, essa segue il metodo della scelta forzata. Attraverso un olfattometro a tre bocchette di inalazione, viene presentato al panel il campione (attraverso una porta) da confrontare con le altre due bocchette che emettono aria neutra. Tra una presentazione e l'altra del campione odorigeno vengono fatti trascorrere un paio di minuti.

Il primo step dell'analisi è la determinazione della soglia di percezione dell'odore (kd) effettuata presentando al panel una gamma di diluizioni decrescenti con un andamento che segue il fattore 3 (es. 900-300-100) finché il panel non percepisce l'odore (es. 100). Si determina a questo punto la serie di diluizioni da inviare in un secondo momento al panel per l'analisi vera e propria. Tali diluizioni (k<sub>1</sub>,k<sub>2</sub>,k<sub>3</sub>) sono determinate a partire da kd ovvero k<sub>1</sub>=3kd; k<sub>2</sub>=k<sub>1</sub>/√2; k<sub>3</sub>=k<sub>1</sub>/2 (es k<sub>1</sub>=300; k<sub>2</sub>=210; k<sub>3</sub>=150). A questo punto vengono presentate 10 volte, ad ogni singolo panelist, in modo del tutto casuale, queste 3 diluizioni, accompagnate dalle 2 presentazioni di aria neutra pervenendo così a una tabella con 30 risultati per ogni panel (20 di aria neutra e 10 con l'aria osmogena ai vari fattori di diluizione).

Sono, inoltre, fissati tutti i parametri per rendere confortevole la misura ai panelist.

Vengono, infine, determinati i reagenti con cui si prova la soglia olfattiva individuale (1 butanolo, 2 esanone, piridina, acido propionico, tetraidrotiofene) e il numero di soggetti che occorrono per l'analisi olfattometrica "16 soggetti per una buona precisione della soglia di percezione, 8 nella maggior parte dei casi, 4 per misure comparative.

La NF X 43-103 ha per oggetto le misure olfattometriche degli effluenti gassosi di un impianto con un importante impatto odorigeno. L'applicazione che appare più rilevante di tale norma è la messa a punto di un metodo per la misura dell'efficienza dei presidi ambientali e per la determinazione a priori della zona che rischia l'esposizione all'odore sopra alla soglia di percezione, a partire dal punto emissivo e dall'intensità di tale odore.

In particolar modo, la norma descrive la selezione del panel e richiede che i soggetti siano qualificati in funzione delle loro soglie individuali per cinque prodotti primi: 1 butanolo, 2 esanone, piridina, acido propionico, terbutilmercaptano.

Indicativamente, per effettuare l'analisi, occorrono 16 soggetti per una misura dall'ottima precisione, da 7 a 9 nella maggior parte dei casi.

La norma spiega dettagliatamente come effettuare l'analisi e i materiali per il campionamento. I sacchi per il campionamento devono essere inerti chimicamente, non adsorbire le sostanze odoranti, avere buona resistenza meccanica ed un volume sufficiente per effettuare un'analisi olfattometrica completa; è possibile riutilizzarli se non rilasciano odore.

La norma, poi, descrive la camera olfattometrica e le condizioni di lavoro del panel che deve dare un giudizio soggettivo e in segreto.

La NF X 43-104 "Atmosfere odoranti, metodi per il prelievo" è una norma sperimentale che «descrive due metodi di prelievo delle atmosfere odoranti. È indirizzata ai laboratori che devono effettuare la misura dell'odore nei reattivi gassosi emanati da fonti costanti o meno. Costituisce un complemento alla NF X 43-101».

Tale norma prevede l'uso di alcune tecnologie per il campionamento di sorgenti diffuse di tipo diverso per i vari tipi di impianto. "Le tecniche di prelievo di odori dipendono dal tipo di olfattometria (in linea per cui non passa del tempo tra prelievo e misura o in differita in cui l'odore prelevato e conservato in un contenitore adatto) occorre non contaminare il campione tra campionamento e misura ed eseguire la misura in atmosfera inodore. Le due tecniche di campionamento vengono dettagliatamente descritte con i campi di applicazione.

"Nell'olfattometria in linea il campione viene fatto passare in una linea pre-condizionata (con pori già saturi dell'odore che gli verrà fatto uscire) costituita di materiale inerte e inodore anche di centinaia di metri per allontanare il panel dalla sorgente di odore a patto che il tempo di trasferimento del campione all'olfattometro sia di 1 minuto circa. Tale olfattometria applicabile solo a sorgenti con concentrazioni emissive costanti. Nell'olfattometria in differita consigliabile analizzare il campione prima delle 14 ore dal prelievo. In funzione del tempo di riempimento del sacchetto si ottiene un campione rappresentativo di un istante o di un periodo di tempo.

Entrambe le tecniche si applicano a sorgenti canalizzate, mentre alcune sorgenti diffuse (bio-filtri) sono canalizzabili con opportuni accorgimenti.

Il campione prelevato deve essere caratteristico del usso totale di gas per cui necessario assumere l'omogeneità del usso gassoso e conoscere le variazioni nel tempo dell'odorante. La presenza di particolato liquido o solido nel campione deve essere limitato con l'uso di filtri (a 190°C per evitare il rischio di ricondensa) prima dell'analisi olfattiva del campione ed eventualmente prediluito (10 o 20 volte).

#### 1.6.4 La normativa negli Stati Uniti

Nel 1990, l'Ente preposto al controllo e salvaguardia dell'ambiente EPA (Environmental Protection Agency) ha approvato il Clean Air Act Amendments (CAAA) che stabilisce gli standard di qualità dell'aria fissando i limiti di emissione delle principali sostanze inquinanti, ma non dispone in materia di odori.

Nell'ultimo decennio sono state emanate numerose norme tecniche per il controllo del problema delle molestie olfattive.

In particolare, sono state pubblicate le norme E 679-91, E 1432-91, E 544-99 dall'ASTM (American Society for Testing and Materials). Esse introducono il metodo olfattometrico ed i

concetti di soglie, fattori di scala, fattori di diluizione, nonché le variabili riguardanti la scelta del panel, la sua selezione, il numero di panelist e il loro grado di allenamento.

La E 679-91 "Pratiche standard per la determinazione della soglia di odore e gusto con il metodo della scelta forzata" intende determinare la soglia espressa come "di avvertibilità" e non di riconoscimento dell'odore in un mezzo gassoso o liquido. La tecnica prescelta è quella dell'analisi olfattometrica dinamica dei campioni mediante il metodo della scelta forzata per cui il panel deve effettuare la scelta del campione odorigeno tra tre campioni due dei quali costituiti da aria neutra. L'operatore fa iniziare l'analisi a una diluizione *tale che il panel non riconosca il campione odorigeno (2 o 3 diluizioni sotto la soglia olfattiva) per poi alzare gradatamente la concentrazione del campione stesso in aria neutra finché il panel segnala la presenza dell'odore indicando in quale delle tre bocchette di inalazione percepisce la sostanza osmogena*.

Il panel inizia dunque ad annusare a step di concentrazione molto bassi (2 o 3 step di concentrazione sotto la soglia di riconoscimento stimata) ed ogni campione viene comparato con gli altri due. A questo punto lo stesso panel segnala quale dei tre campioni è diverso dagli altri due identificando, così, la soglia di avvertibilità della sostanza per quel panel.

Per determinare la soglia di una determinata sostanza la stessa viene dispersa in un mezzo liquido o gassoso. L'aumento della concentrazione della sostanza nel mezzo è costante tra uno step e l'altro e ognuno di tali step viene alternato con aria neutra senza che vi siano differenze di pressione e temperatura tra le diverse presentazioni di aria osmogena o neutra.

La soglia del panel viene determinata come *la media geometrica delle soglie di ogni singolo panelist*.

Per l'elaborazione dei risultati vengono mediati i singoli valori determinati attraverso la radice quadrata del prodotto tra la l'ultima diluizione del campione non percepita e la prima percepita di ogni singolo panelist.

In modo identico a quanto fatto per la CEN TC 264 sono calcolate le deviazioni standard dei singoli valori rispetto alla media ottenuta e vengono scartati i valori, dati dai panelist, che danno deviazione standard maggiori di  $10^{0,81}$ .

Non ci sono riferimenti espliciti alla dimensione del panel, ma viene rappresentato un esempio di calcolo della soglia di odore in cui sono presenti i risultati di 9 panelist.

Poiché l'individuazione della soglia di avvertibilità di una sostanza è funzione delle variabili di presentazione del campione e delle sensibilità individuali, molto spesso si ritiene utile confrontare i valori di soglia individuale tra diversi laboratori per le stesse sostanze.

La E 1432-91 "Definizione, calcolo individuale delle soglie di gruppo con il metodo della scelta forzata" prende in considerazione la soglia d'odore di un gruppo di individui, in particolare, *"vengono presentati ad ogni panelist un numero di campioni compreso tra 20 e 40 e si calcola la soglia di gruppo prendendo in considerazione da 5 a 15 soglie individuali. Per determinare la soglia individuale occorre che ogni individuo venga testato più volte per ogni step di concentrazione. Ogni step di concentrazione differisce da un altro di un fattore che va da 2 a 4 (tipicamente 3) le soglie individuali vengono ottenute con regressioni lineari, trattando i dati tramite computer nella distribuzione trovata la soglia del gruppo può essere calcolata aritmeticamente o geometricamente*.

La norma si propone, pertanto, di individuare una procedura per testare le soglie individuali e di gruppo attraverso il metodo d'analisi a scelta forzata di una specifica sostanza.

Le soglie sensoriali sono usate per determinare il potenziale odorigeno di singole sostanze ai fini dell'imposizione di limiti alle arie e acque di scarico e per caratterizzare e comparare le sensibilità individuali per un noto odore, in medicina.

Infine, la E 544-99 definisce le "Pratiche standard per il riconoscimento della soprasoglia d'intensità dell'odore".

L'obiettivo principale della norma è la determinazione dell'intensità di un odore percepito. Tale intensità viene confrontata con l'intensità dell'odore di una serie di concentrazioni di riferimento di n-butanolo.

Il range adeguato di concentrazione di n-butanolo in aria per le misure di confronto va da 5 a 2000 ppm. Sopra ai 2000 ppm l'intensità dell'odore è infatti troppo alta per un giudizio accurato, sotto ai 5 ppm l'odore è troppo vicino alla soglia di percezione del panel. Per essere selezionato il panel deve avere sensibilità non inferiore ai 10 ppm di n-butanolo in aria. Tra una diluizione e l'altra del campione di n-butanolo vi è un fattore 2 che differenzia una

diluizione dall'altra. Due procedure (metodologia dinamica o statica) sono descritte per la preparazione dei vapori di n-butanolo diluiti con aria neutra.

Per stabilire il potere odorigeno di un campione sconosciuto correlato con campioni a concentrazioni note di n-butanolo si effettua una prova facendo fluire il n-butanolo a diverse concentrazioni (varianti tra loro del fattore 2) da 8 porte (bocchette d'inalazione) dell'olfattometro. Tali 8 concentrazioni di riferimento vengono confrontate con la nona concentrazione di campione sconosciuto che proviene da una nona porta dell'olfattometro. Un panel di otto o più persone, periodicamente testate per verificarne l'affidabilità, viene istruito ad annusare il campione sconosciuto e poi la scala di concentrazioni note di n-butanolo. L'operazione di confronto può essere effettuata più volte.

Il campione potrebbe avere intensità che si posizionano tra una concentrazione e l'altra di n-butanolo. In quel caso la concentrazione del campione sconosciuto verrà mediata tra le 2 note di n-butanolo.

Per l'elaborazione dei risultati, infine, vengono mediati i valori delle concentrazioni di n-butanolo scelte dai singoli panelist. Anche con questa metodologia di analisi saranno scartati i risultati dell'analisi che deviano dalla media per una certa deviazione standard.

#### 1.6.5 La normativa in Austria e Svizzera

In Austria ed in Svizzera esistono una serie di provvedimenti che vietano l'emissione di odori, ma non una normativa specifica. Entrambi i Paesi si conformano alla normativa tedesca. In particolare la norma S 2205-1 detta i requisiti tecnici per gli impianti di compostaggio con capacità di trattamento di scorie biologiche da rifiuti domestici superiori a 3000 tonnellate/anno.

Sono regolate le emissioni e gli scarichi da impianti con particolare attenzione per odori, emissioni liquide, polveri e agenti patogeni.

La norma indica le possibili fonti di molestia: *Potenziati fonti di odore si hanno nel trasporto, nel deposito e nella manipolazione dei materiali biologici nelle locazioni. L'odore proveniente dai rifiuti biologici, dalla maturazione e dai processi biologici causato dall'unione delle seguenti sostanze: aldeidi, chetoni, alcoli, alcani/alcheni, idrocarburi monociclici aromatici, acido fenico, estere di fenile, composti eterociclici ossigenati, composti organici dello zolfo, terpeni.*

La stessa norma fissa un limite numerico alle emissioni odorigene. In particolare, la S 2205-1 recita: *In uscita da un impianto recintato o da un impianto chiuso, le emissioni di odore non dovrebbero superare una concentrazione di 300 O.U./m<sup>3</sup> (zone di uscita dell'aria proveniente dai processi, depositi, bio ltri )*

Inoltre, la norma richiede che *in situazioni normali per l'industria ad una distanza di 300 metri a partire dai confini dei terreni industriali non siano percepibili odori sgradevoli. Per le industrie e le piccole aziende, come le aziende agricole, vale la medesima regola per una distanza di 500 metri. Vengono considerati odori sgradevoli quegli odori fortemente percepibili per più del 3% del tempo nel corso dell'anno nel primo caso (industrie), o più dell'8% (piccole aziende) nel secondo caso*

*È prevista una deroga qualora:*

*¥ a causa di dati di fatto locali (alterazioni della superficie piana, topografia, costruzione, vegetazione) si sia determinato un aumento considerevole di determinati eventi meteorologici.*

*¥ sia presente una connessione spaziale con altre fonti di odore.*

#### 1.6.6 La normativa in Belgio

In Belgio, la regolamentazione degli odori rientra nell'ambito più generale della legge del 28 dicembre 1964 contro l'inquinamento atmosferico, affiancata dai decreti attuativi e dalle autorizzazioni agli impianti industriali e assimilati rilasciate dalle amministrazioni locali. In base a tale legge sono fissati gli standard di emissione e della qualità dell'aria ed il controllo delle emissioni che deve essere effettuato da laboratori di analisi abilitati.

Le autorizzazioni vengono rilasciate in conformità alle norme dettate per gli impianti pericolosi,

insalubri o molesti; nella procedura per la richiesta di autorizzazione sono valutate tutte le molestie di carattere ambientale, e con particolare riguardo a quelle olfattive derivanti dal ciclo produttivo: *“si devono considerare le fonti di odore, la quantizzazione di tali emissioni, e tutti i mezzi impiegati per il loro abbattimento, conformemente a quanto prescritto dalla normativa.”*

Le prescrizioni speciali sono variabili caso per caso, ma generalmente prevedono che:

- la concentrazione delle sostanze organiche, che presumibilmente generano molestia olfattiva nelle emissioni, sia limitata in modo tale che nelle vicinanze dell'impianto l'intensità dell'odore sia inferiore a 1, in una scala graduata da 1 a 5, e corrispondente a «odore debole»;
- si utilizzino tecniche di produzione atte ad eliminare dai reflui le sostanze che, per loro natura o quantità, possano essere fonte di molestia olfattiva;
- il trattamento delle emissioni odorose sia effettuato tramite incenerimento, lavaggio, assorbimento su carboni attivi, depurazione biologica o qualsiasi altro metodo equivalente.

Durante il corso della procedura di autorizzazione, si assicura la completa informazione alla popolazione che vive nelle vicinanze, eventualmente organizzando gruppi di coordinamento. Il controllo del pieno rispetto delle prescrizioni imposte è di competenza delle Divisione di Inquinamento Industriale.

#### 1.6.7 La normativa in Olanda

L'approccio olandese al problema odori è interessante perché è volto soprattutto a limitare i problemi e le resistenze da parte delle comunità locali.

La molestia nei confronti delle popolazioni che devono affrontare problemi di odore viene valutata mediante un metodo basato sull'impiego di una giuria costituita da persone residenti nelle vicinanze dell'impianto da cui provengono le molestie olfattive.

I componenti della giuria sono invitati ad annusare l'aria della zona in un giorno preciso, ad un'ora precisa, e riferire se percepiscono odore. In caso affermativo, sono tenute a classificarlo in una scala che va da «non molesto» a «estremamente molesto».

Questo metodo permette, dopo un anno, di stabilire un indice di molestia olfattiva. Se tale indice è compreso tra 5 e 15, non c'è una reale molestia e perciò sarà necessario considerare distintamente i singoli casi; se l'indice è compreso tra 15 e 45, c'è una possibile molestia ed è necessario prendere in considerazione un'eventuale azione di abbattimento; infine per un indice compreso tra 45 e 90 c'è effettiva molestia e si rendono necessarie nuove azioni di abbattimento. Tali valori guida sono però puramente indicativi.

Il limite per gli impianti esistenti è di 1 O.U./m<sup>3</sup> da non superarsi per più del 2% del tempo in prossimità delle più vicine zone residenziali e dello 0,5% del tempo per i nuovi impianti. Questo limite può essere innalzato a 5 O.U./m<sup>3</sup> per grandi sorgenti aerali. La prescrizione può essere anche verificata sulla base della misura delle emissioni alla sorgente per via olfattometrica, in combinazione con modelli dispersivi.

#### 1.6.8 Confronti e differenze tra le diverse norme tecniche di misura dell'odore con il metodo dell'olfattometria dinamica

In particolar modo si confronteranno le seguenti norme:

- CEN prEN 13725 (approvato);
- VDI 3881;
- AFNOR- NF X 43-101 e NF X 43-104;
- ASTM E-679.

Le citate norme hanno l'obiettivo di standardizzare una misura oggettiva della concentrazione di odore di sostanze pure o miscele mediante olfattometria dinamica. In tal modo è possibile controllare il livello di odore e il funzionamento dei presidi ambientali.

- CEN prEN 13725 - campo di applicazione:

1. La misura di concentrazione massica alla soglia di percezione di sostanze odorigine pure (g/m<sup>3</sup>);
2. La misura della concentrazione di odore di miscele odoranti in O.U./m<sup>3</sup>;
3. La misura della portata delle emissioni;
4. Il campionamento di odoranti ad alta temperatura (200°C) e umidità;
5. La determinazione dell'efficienza dei presidi ambientali per l'abbattimento delle missioni odorigene.

- VDI 3881 - campo di applicazione:

1. La misura della concentrazione di odore (O.U./m<sup>3</sup>);
2. La misura della concentrazione alla soglia di odore di materiali specifici o miscele di materiali.

- AFNOR - campo di applicazione:

1. La misura dell'efficienza del presidio;
2. La scelta dei prodotti o materiali usati in locali o abitazioni;
3. La messa a punto dei processi industriali;
4. La misura degli odori nell'ambiente;
5. La determinazione a priori della zona che rischia di essere esposta a concentrazioni di gas odoranti al di sopra della soglia di rilevabilità.

- ASTM E 679-91 - campo di applicazione:

1. La misura per la determinazione della soglia di rilevabilità di ogni sostanza in ogni mezzo (aria, acqua, liquido).

L'unica normativa che fornisce i requisiti di qualità dei risultati è la CEN pr EN 13725 approvato).

Tali requisiti si basano sulla verifica:

- dell'accuratezza del metodo statistico;
- dei requisiti generali di qualità sensoriale (vengono affrontati i concetti di accuratezza, ripetibilità e errore sistematico);
- della valutazione dei risultati ottenuti su sostanze omogenee non di riferimento (vengono affrontati i concetti di ripetibilità e riproducibilità);
- dei requisiti di qualità per risultati ottenuti con l'olfattometro (vengono affrontati i concetti di precisione, ripetibilità e errore sistematico);
- dei requisiti di qualità per l'apparecchiatura per il campionamento.

Tutte le norme citate descrivono il campionamento, tranne la ASTM E 679-91.

Il campionamento prevede:

1. l'individuazione dei processi di produzione di odore;
2. l'individuazione dei punti fonti di odore;
3. l'individuazione dei punti di campionamento;
4. l'individuazione delle fluttuazioni di odore nel tempo;
5. l'individuazione delle condizioni che possono far variare o alterare l'odore.

Le prescrizioni riguardano sia il campionamento statico che quello dinamico con differenze relative alle ore che dovrebbero intercorrere tra campionamento e analisi (30 ore per CEN pr EN 13725 24 ore per VDI3881, mentre non è specificato per la normativa francese).

I materiali usati devono avere caratteristiche simili:

1. essere inodori;
2. essere inerti chimicamente e fisicamente;
3. essere permeabili;

4. essere a superficie liscia;
5. avere buona resistenza meccanica.

I materiali consigliati aventi tali caratteristiche sono: PTFE, Inox, vetro, teflon, polivinilfluoruro, Nalophan e Alluminio (VDI3881, CEN e AFNOR NF X 43-103).

Il gas di riferimento e la procedura per la calibrazione dell'olfattometro sono previsti solo nella normativa europea e in quella tedesca, mentre non sono oggetto di previsioni nella normativa americana e francese.

La CEN pr EN 13725 prevede che i gas traccianti usati come sostanza di riferimento per la taratura siano:

1. materiali di riferimento certificati con accuratezza del + 0 – 1% con un intervallo di misura tra il 15 e il 90% per assicurare la stabilità del metodo analitico;
2. materiali di riferimento certificati con accuratezza del + 0 – 3% a concentrazioni adatte a coprire l'intervallo di diluizione dello strumento nell'intervallo di misura per assicurare la stabilità del metodo analitico.

I gas traccianti consigliati sono:

1. CO;
2. Propano;
3. SF<sub>6</sub>;
4. He.

La calibrazione dell'olfattometro viene eseguita scegliendo uno tra i composti sopra citati. In merito alla procedura si prevede che si raccolgano almeno 10 dati ottenuti dal panel facendo fluire il gas tracciante attraverso le porte dell'olfattometro a diverse diluizioni. Occorre in questo caso verificare che il panel dia risposte in O.U./m<sup>3</sup> coerenti con la diluizione fatta fluire attraverso l'olfattometro.

In particolare per diluizioni del tracciante che si dimezzano si verifica che l'avvertibilità della sostanza raddoppi per il panel. Il valore imposto per le diverse concentrazioni di gas tracciante fatto fluire attraverso l'olfattometro si verifica tramite l'utilizzo di un FID (Flame Ionization Detector) posto all'interno dell'olfattometro stesso.

La taratura dello strumento viene prescritta una volta all'anno.

La VDI 3881 consiglia come gas di calibrazione:

1. Propano;
2. n-butano.

Anche in questo caso, la taratura viene prescritta una volta all'anno facendo fluire l'aria odorigena evaporata da una fase liquida. La procedura di taratura è analoga a quella già esposta per la CEN.

Solo nella VDI 3881 si fa accenno al tipo di olfattometro ed al funzionamento del "modello 1158" e del TO4 con le loro caratteristiche specifiche.

La CEN prescrive la procedura di costruzione dell'olfattometro e le caratteristiche dell'apparecchiatura senza però individuare un modello specifico.

La dimensione del panel varia da norma a norma.

- La CEN prescrive un minimo di 4 persone.
- La VDI 3881 prescrive un minimo di 4 persone con una media indicativa compresa tra 8 e 15.
- La ASTM prescrive un numero di 8 persone.
- La AFNOR prescrive un numero di 4 persone per misure comparative, 8 nella maggior parte dei casi e 16 per una misura con una buona precisione.

Solo la normativa europea e in quella tedesca stabiliscono il codice di comportamento del panel.

Secondo la CEN e la VDI 3881 i panelist devono osservare le seguenti regole:

1. essere motivati a portare a termine il lavoro coscientemente
2. essere disponibili per un'intera sessione di prove
3. non fumare, bere o mangiare 30 minuti prima e durante le misure
4. non interferire tra loro con alcun linguaggio
5. non interferire tra loro con l'uso esagerato di profumi e deodoranti
6. presentarsi in camera olfattometrica 15 minuti prima dell'inizio della misura
7. abituare il naso all'ambiente

I criteri di selezione del panel prevedono la scelta di persone con età superiori ai 16 anni (per la CEN) o tra i 15 e i 50 anni (per la VDI 3881).

Tutte le normative esaminate richiedono un panel composto da persone con una sensibilità olfattiva "normale", ossia devono essere preferiti coloro che danno risposte "normali e costanti nel tempo".

Variabile, nelle diverse normative analizzate, il gas usato per la determinazione della soglia individuale del panel: n-butanolo per la CEN e per la ASTM, n-butanolo e piridina per le AFNOR.

Le modalità di effettuazione della misura sono le seguenti:

- il metodo si-no e il metodo della scelta forzat per CEN, per VDI 3881 e per AFNOR;
- il metodo della scelta forzata per la ASTM.

In merito alle modalità di elaborazione dei risultati: la CEN prevede che:

- si trovino i valori di riconoscimento a una determinata diluizione attraverso l'olfattometro si moltiplichino tali valori per il fattore di diluizione dell'olfattometro e si ricavino così le singole soglie individuali (ZITE);
- si medino gli ZITE ottenuti e si arrivi allo ZITE medio;
- i valori determinati da ogni panelista devono avere deviazioni standard dalla media compresi tra -5 e +5 altrimenti vengono scartati.

la VDI 3881 prevede che:

- sia il numero di diluizione  $Z_k$  l'indice della concentrazione di odorante al K-esimo passo di concentrazione. Il logaritmo decimale del numero di diluizione viene usato per calcolare la concentrazione di odorante. La media geometrica delle diluizioni corrispondenti all'ultima risposta negativa e alla prima positiva è chiamato punto di Shift ( $Z_{sh}$ ). La media aritmetica e la deviazione standard vengono calcolate dai logaritmi dei punti di Shift.

la ASTM prevede lo stesso metodo già descritto nella CEN.

la AFNOR X 43-101 prevede anch'essa lo stesso metodo già descritto nella CEN con la differenza che i valori medi delle soglie individuali sono calcolati sulla base della sequenza di 10 presentazioni di campione osmogeno (di diluizioni che vanno col fattore 3) da scegliere tra le 30 totali.



### Bibliografia

- P. Littaru, Il problema degli odori nella legislazione ambientale nazionale ed internazionale: prescrizioni, limiti e linee guida, IA Ingegneria Ambientale vol. 29, n. 1 gennaio 2000.
- M. Falzone, S. Rocca, Indagini olfattometriche in un impianto di compostaggio, tesi Politecnico di Milano, 1997-98.
- Peirson, Buckland, Barrie (1998), The use of odour measurement in the control of odours, 2<sup>nd</sup> CIWEM National conference on Odour Control in Sewage Treatment, London 30/4/1998.
- Mc Govern e Clarkson (1994), the development of Northumbrian Water Ltd's Approach to odour abatement for waste facilities. Proc. of IWEM Symposium Odour control and prevention in the water industry, University of Newcastle upon Tyne.



## 2. La percezione delle molestie olfattive

### 2.1 La percezione dell'odore

In letteratura sono presenti modi diversi per definire l'odore, alcune definizioni sono di seguito riportate.

- "Può essere definita come odore qualunque emanazione, percepibile attraverso il senso dell'olfatto" G. Andreottola, V. Riganti.
- "L'odore è una risposta soggettiva ad una stimolazione delle cellule olfattive, presenti nella sede del naso, da parte di molecole gassose" S. Caronno, A. Fosci.

Gli organi sensoriali, insieme a quelli del gusto, sono i più antichi dal punto di vista dello sviluppo evolutivo. La loro stimolazione produce segnali che inducono comportamenti di fuga o approccio.

Il senso dell'olfatto nell'uomo è localizzato in due regioni della mucosa nasale, ognuna di circa 3-4 m<sup>2</sup> di superficie, nella parete della parte superiore della cavità nasale (figura 2.1).

La maggior parte dell'aria inalata normalmente non viene a contatto direttamente con la regione olfattoria, scarsamente ventilata, ma interessa la regione media e inferiore delle cavità nasali; la porzione d'aria che riesce a giungere nella regione superiore, esigua in condizioni normali, dipende dalla turbolenza e quindi dalla velocità del flusso d'aria. La turbolenza può essere intensificata annusando: l'avvicinamento della parte inferiore delle narici al setto, favorisce la deflessione della corrente d'aria verso l'alto e provoca un aumento della turbolenza in quanto la velocità del flusso d'aria inalato viene aumentata da 2 a 4 volte rispetto al valore normale. Tale azione di inalazione è una risposta semiriflessa legata, generalmente, alla percezione di un odore estraneo.

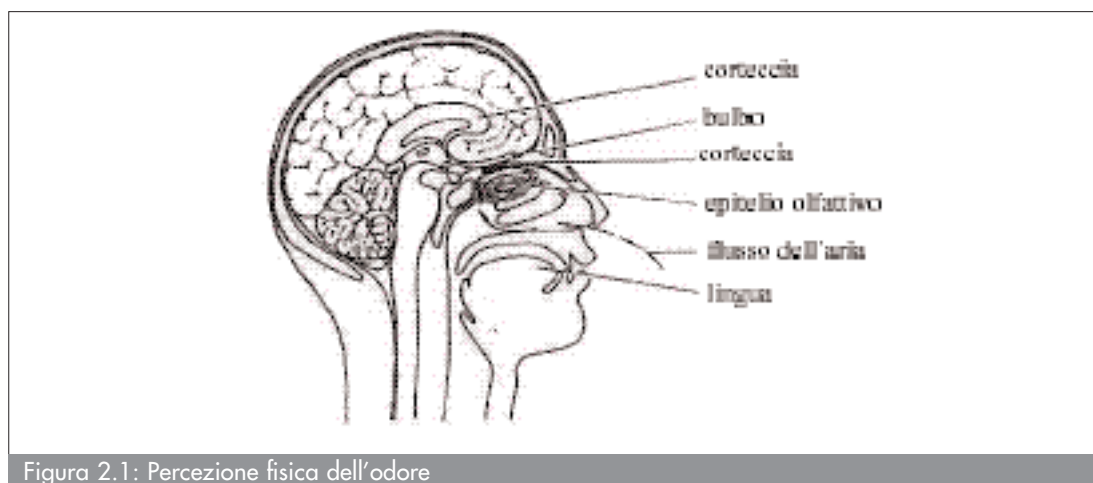


Figura 2.1: Percezione fisica dell'odore

La condizione fisiologica per l'eccitazione delle cellule olfattive è il contatto fra la loro superficie esterna e le molecole odoranti. Quando ciò avviene il potenziale statico della membrana cellulare si depolarizza parzialmente e lo stimolo si trasforma in potenziale d'azione. Questa stimolazione contiene tutte le informazioni riguardanti lo stimolo in forma codificata, e viene trasmessa mediante i nervi olfattori ai centri maggiori del sistema nervoso centrale ove viene decodificata in percezione olfattoria. Condizione necessaria, ma non sufficiente, per il ve-

rificarsi di una sensazione odorosa è che l'ampiezza del potenziale d'azione sia sufficientemente grande e cioè superiore al potenziale di soglia critico della membrana.

L'epitelio olfattivo è coperto di muco e dotato di microvilli che rendono estesa l'area superficiale. La mucosa olfattiva è il punto di confluenza delle varie terminazioni nervose che permettono la percezione delle sensazioni olfattive ed è costituita da diversi tipi di cellule:

- cellule basali: si impiantano direttamente sul corion dove sono contenute anche ghiandole tubulo acinose secernenti muco;
- cellule di sostegno: formano una sorta di cuticola interrotta da piccole aperture che permettono il passaggio delle ciglia olfattorie;
- cellule neuro-sensoriali: collegano la mucosa olfattoria (ciglia olfattorie o ricettori dell'olfatto) con i centri nervosi superiori posti a livello della corteccia encefalica (area olfattoria centrale) sono autentici neuroni i cui dendriti danno origine a 6-8 ciglia olfattive sensibili alla maggior parte dei vapori.

Nella mucosa olfattiva, inoltre, si trovano terminazioni di fibre dolorifiche del trigemino capaci di rispondere agli stimoli di sostanze irritanti che possono dare luogo, oltre che a sensazione olfattiva, anche a episodi di lacrimazione, starnuto e inibizione del respiro.

Gli odoranti inoltre devono soddisfare alcune particolari caratteristiche: per poter permeare la superficie di muco, devono essere sufficientemente volatili e solubili in acqua.

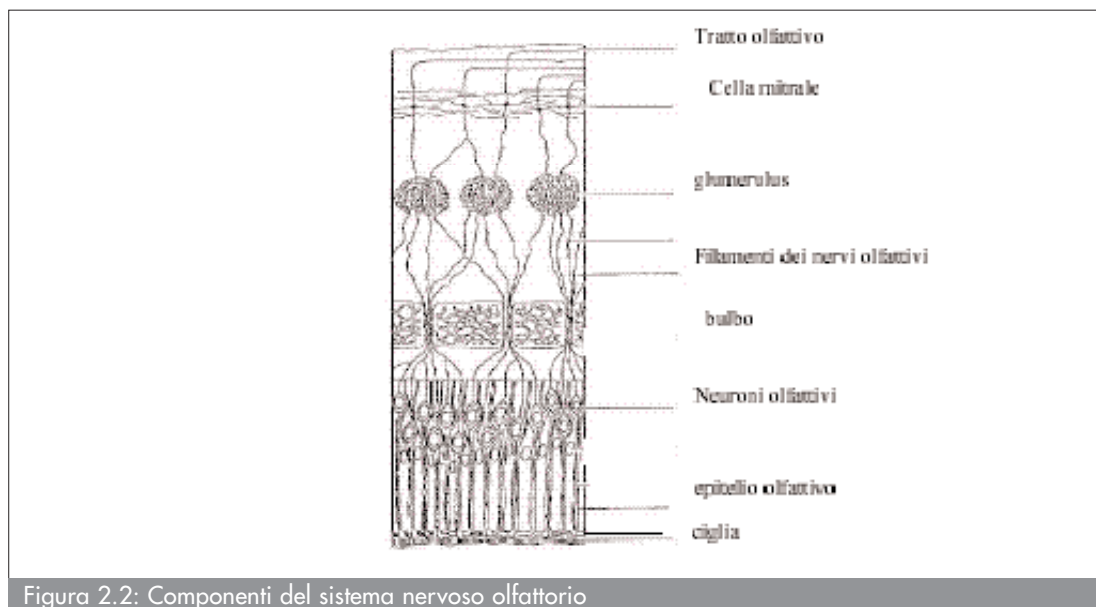


Figura 2.2: Componenti del sistema nervoso olfattorio

È inoltre necessaria una certa solubilità nei grassi per consentire all'odorante di penetrare le membrane cellulari, costituite da lipidi.

Il processo primario di sensazione dell'odore è basato su un'interazione biochimica fra le molecole e i loro specifici ricettori dopo la deposizione su di essi. Le cellule olfattorie inviano stimoli al cervello tramite 10-25 milioni di fibre nervose raggruppate in fascicoli di nervi (Fila Olfactoria). Tali nervi terminano in 27-30 mila noduli olfattori, posti nel bulbo olfattorio, come mostrato in figura 2.2.

Il bulbo olfattorio e altri centri primari olfattori inviano l'informazione a molte aree subordinate del cervello, tra cui il sistema limbico, importante per le emozioni. L'area olfattoria centrale è connessa con molte altre strutture cerebrali: il talamo, l'ipotalamo, il mesencefalo, il ponte, e il midollo spinale. Ciò giustifica le numerose attività riflesse (olfatto-salivari, olfatto-gastriche, olfatto-cutanee, olfatto-genitali) che possono prodursi a partire dagli stimoli olfattivi.

Una volta raggiunti i centri ricettori del cervello, tali messaggi sono trasferiti ai centri predisposti alla valutazione, per mezzo dei quali l'informazione è confrontata con quelle precedentemente acquisite e conservate in memoria.

Il processo olfattivo e le risposte comportamentali avvengono dunque a diversi livelli nell'organismo.

Ad oggi, non è ancora possibile predire una sensazione odorosa basandosi sulla struttura chimica dell'odorante.

Esistono meccanismi che accrescono gli stimoli di bassa intensità determinati ad esempio dall'organizzazione in fasci delle cellule ricettrici, che consentono l'eccitazione sincrona di un gran numero di cellule non necessariamente vicine.

Allo stesso modo esistono meccanismi di inibizione laterale che agiscono sugli strati di cellule sopprimendo i segnali intensi e durevoli. Questo processo è detto di "adattamento periferico" e protegge l'uomo dal sovraccarico di stimoli anticipando il fastidio causato dall'odore. La funzione olfattiva può subire alterazioni sia quantitative, che qualitative.

Fra quelle di tipo *quantitativo* ricordiamo disfunzioni quali l'iperosmia, l'iposmia e l'anosmia. L'*iperosmia* è l'esagerata sensibilità olfattoria e può essere causa di manifestazioni riflesse quali nausea, vomito, cefalea, collasso. Può dipendere da stati patologici quali ipertiroidismo e malattie nervose oppure da stati para-fisiologici come menopausa o gravidanza. L'*iposmia* e l'*anosmia* sono rispettivamente la riduzione e la perdita completa della capacità sia transitoria che permanente di percepire uno o più odori. L'origine di tali malattie può ricondursi a diverse cause, tra cui il blocco psicologico, la perdita di cellule olfattorie congenita dovuto a malattia, incidente, oppure ostacoli del flusso dell'aria verso la mucosa dovuti a deviazione del setto nasale, tumore, influenza, intossicazioni da mercurio, piombo, morfina, nicotina.

Le alterazioni di tipo qualitativo sono la *parosmia*, percezione sbagliata di un odore reale; la *cacosmia*, caso particolare di parosmia, in cui la distorsione è spiacevole e l'allucinazione olfattiva cioè la percezione di un odore che non esiste.

In generale le alterazioni di tipo qualitativo possono essere ricondotte a modificazioni e distorsioni della realtà operate dalla mente umana nelle fasi di interpretazione e classificazione dell'odore (4).

Le principali caratteristiche degli odori sono le seguenti:

1. Percettibilità o soglia
2. Intensità
3. Diffusibilità
4. Tono edonico.

## 2.2 La soglia

L'odore è strettamente correlato alla presenza di diverse sostanze, alcune delle quali possono essere tossiche o nocive esse, se presenti in concentrazioni superiori a un certo *limite di soglia* possono causare nell'organismo vari tipi di reazioni. Tali limiti sono definiti in base al tipo di stimolo suscitato dalla miscela odorosa nell'uomo. Si possono così distinguere diverse soglie legate alla percezione dell'odore:

*soglia di percezione assoluta o di rilevabilità* : è la concentrazione a cui è certa la rilevabilità dell'odore. Ciò corrisponde al valore di potenziale critico di membrana richiesto per provocare uno stimolo nel sistema ricettivo. Viene indicata con la sigla ATC (Absolute Threshold Concentration) o con l'equivalente OT (Odor Threshold);

*soglia di riconoscimento delle sostanze responsabili dell'odore*: concentrazione a cui l'individuo è in grado, non solo di rilevare l'odore, ma anche di riconoscerne le sostanze responsabili;

*soglia di fastidio o di contestazione*: è la concentrazione a cui un odore viene percepito come sgradevole.

Tali soglie olfattive rappresentano così la percentuale di un gruppo di persone che riconosce la presenza di un odore (possono riferirsi al 50% o al 100% delle persone esposte).

Quanto detto è valido se si è in presenza di un'unica sostanza odorigena; nel caso in cui, invece, vi siano due o più odori che si sovrappongono possiamo distinguere diverse correlazioni:

- |                 |                                  |
|-----------------|----------------------------------|
| 1. indipendenza | $R_{AB} \leq R_A \text{ o } R_B$ |
| 2. additività   | $R_{AB} = R_A R_B$               |
| 3. sinergia     | $R_{AB} > R_A R_B$               |
| 4. antagonismo  | $R_{AB} < R_A R_B$               |

Dove con  $R_{AB}$  si indica la soglia di percezione assoluta l'OT della miscela ottenuta dai composti A e B e con  $R_A$  e  $R_B$  l'OT rispettivamente di A e B puri.

Di per sé gli odori sgradevoli non vengono considerati patogeni, ciò spiega il perché l'argomento non presenta al giorno d'oggi una vasta letteratura; tuttavia la presenza di cattivi odori altera l'equilibrio psicofisico della persona, producendo uno stato di malessere tale da condizionarne il comportamento.

Il primo effetto nocivo riscontrabile è pertanto collegato alla sensazione odorosa sgradevole che può altresì provocare delle attività riflesse a livello gastrico, salivare, cutaneo.

Lo studio della tossicità comporta l'esame degli effetti in funzione della concentrazione. Per gli ambienti di lavoro, si fa usualmente riferimento al parametro TLV (Threshold Limit Value): esso indica la massima concentrazione a cui un lavoratore può essere esposto durante la vita lavorativa (convenzionalmente 8 ore al giorno, 5 giorni alla settimana e 50 settimane l'anno) senza incorrere in effetti patogeni.

Nel caso delle sostanze odorose, è utile confrontare il valore di soglia di percezione olfattiva (OT) con il TLV; le sostanze con rapporto inferiore a 1 verranno percepite all'olfatto prima di determinare i propri effetti tossici, viceversa le altre.

I limiti di soglia di tossicità sono utilizzabili nel caso di odore provocato da singole sostanze. Nel caso di più sostanze presenti nella miscela, è necessario considerare gli effetti combinati piuttosto che quelli dei singoli componenti. In mancanza di dimostrazione contraria gli effetti delle diverse sostanze nocive devono essere considerati additivi, in favore della sicurezza. Viene pertanto definito il RAT (Relative Atmospheric Toxicity), dato dalla sommatoria dei rapporti fra la concentrazione della sostanza  $i$ -esima, e il relativo TLV:

$$RAT = \sum_i \frac{c_i}{TLV_i}$$

Per atmosfera «sicura», è necessario avere  $RAT \leq 1$ . Quando, invece, è possibile affermare che gli effetti delle singole sostanze non sono additivi, ma indipendenti fra loro, i singoli termini costituenti il RAT devono essere tutti minori dell'unità:

$$\frac{c_i}{TLV_i} \leq 1$$

Nel caso di effetti sinergici o antagonisti si utilizzerà la relazione:

$$\sum_i \frac{c_i}{TLV_i} \cdot K_i \leq 1$$

ove  $K$  è maggiore di 1 per effetti sinergici e minore di 1 per effetti antagonisti e varia per tutti i componenti della miscela, anche in funzione della concentrazione degli altri componenti. Comunque, la capacità di identificare o meno la concentrazione tossica attraverso l'olfatto dipende da molte circostanze quali ad esempio le differenze del sistema olfattorio delle diverse persone, le loro esperienze precedenti e il grado di attenzione prestato.

Per poter confrontare la soglia di tossicità con quella di rilevabilità, occorre valutare la variazione della soglia di percezione di un odore al variare del grado di attenzione. Per poter effettuare questo confronto sono disponibili diverse prove: diretta (corrisponde alle condizio-

ni di laboratorio in cui l'attenzione del soggetto è focalizzata sull'identificazione dell'odore); semidiretta (al soggetto viene richiesto di riportare gli stimoli visuali, tattili, orali e olfattivi percepiti nella camera di prova); indiretta (al soggetto non viene data alcuna indicazione riguardante l'oggetto della prova stessa); distorta (l'attenzione dei partecipanti viene deliberatamente distratta chiedendo a ciascuno di essi di effettuare un'altra operazione come ad esempio leggere o giudicare la temperatura della stanza).

I risultati di questi test mostrano che la risposta del soggetto, ad una data concentrazione di odorante, decresce nei test semidiretti, indiretti e distorti, rispetto a quelli diretti.

I test di tipo distorto sono i più indicativi perché meglio riproducono le normali condizioni di lavoro.

Quando la zona circostante un impianto è abitata, può essere importante effettuare anche un altro tipo di prova tesa a valutare la capacità di un odore di svegliare una persona durante il sonno. I risultati mostrano che la concentrazione di odorante necessaria per svegliare il 50% delle persone dormienti è circa 20.000 volte la soglia di percezione assoluta (OT) e cioè 700 volte più forte rispetto a uno stimolo sufficiente a catturare l'attenzione di un soggetto sveglio, ma disattento. Teoricamente quindi nessun composto riuscirebbe a svegliare una persona senza sorpassare il TLV; in pratica però l'individuo viene svegliato a causa dell'effetto irritante di tali sostanze sul nervo trigemino.

### 2.3 L'intensità

L'intensità, intesa come forza dello stimolo olfattivo, è correlata alla concentrazione di odorante (figura 2.3).

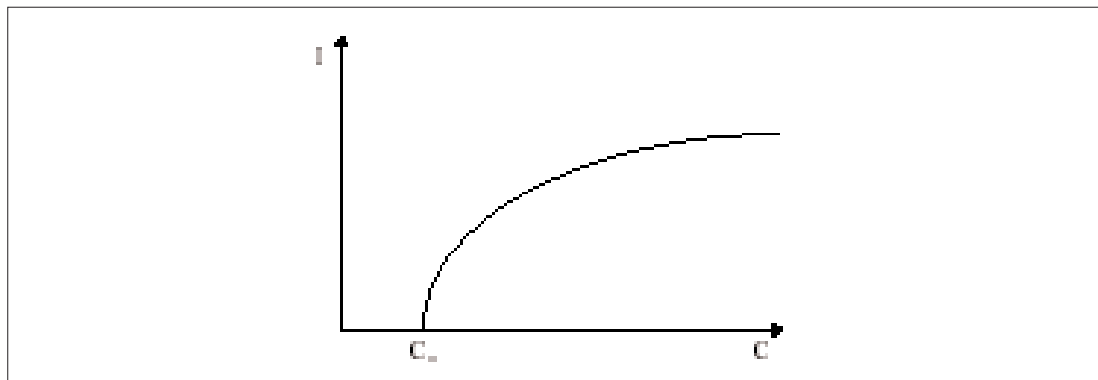


Fig. 2.3 Andamento qualitativo dell'intensità in funzione della concentrazione.

Sono state proposte diverse trattazioni matematiche per correlare l'intensità alla concentrazione. Vengono riportate di seguito due delle più note teorie:

- *Weber - Fechner*: viene applicata per le reazioni degli organi sensitivi

$$I = K_w \cdot \text{Log} \frac{C}{C_0}$$

I = intensità della percezione olfattiva;

$K_w$  = costante di Weber, caratteristica della sostanza;

C = concentrazione di odorante;

$C_0$  = concentrazione di odorante alla soglia di percettibilità.

- *Stevens*:

$$I = K_s \cdot (C - C_0)^n$$

$K_s$  e  $n$  sono le costanti di Stevens e dipendono dalla sostanza considerata. Devono quindi essere determinate sperimentalmente. In ogni caso  $n$  è compreso tra 0 e 1.

Nel caso si utilizzi l'equazione di Weber-Fechner è però più utile rappresentare l'intensità in funzione del logaritmo della concentrazione (figura 2.4 a) perché interpolando i risultati si ottiene una retta, tramite cui è possibile determinare la costante sperimentale  $K_w$ .

Rappresentando il logaritmo dell'intensità in funzione del logaritmo del fattore di diluizione (fig 2.4 b) si ottengono delle rette decrescenti, specifiche per ogni sostanza osmogena, la cui pendenza viene detta persistenza. Confrontando le rette di diverse sostanze, si possono paragonare le diluizioni necessarie per ridurle della stessa intensità: minore è l'inclinazione e maggiore risulta il fattore di diluizione.

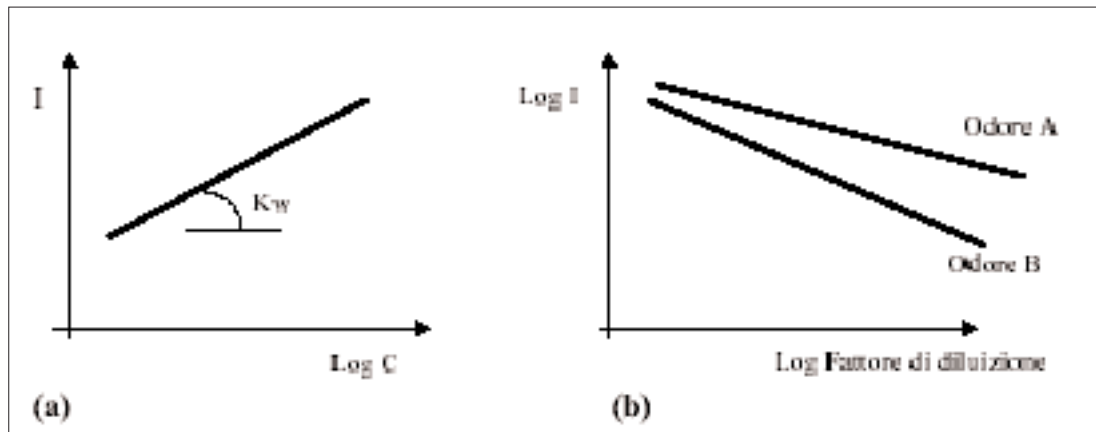


Figura 2.4: Andamento dell'intensità in funzione (a) della concentrazione su un diagramma semilogaritmico; (b) andamento del fattore di diluizione per due diverse sostanze.

Tutta questa trattazione è valida dal punto di vista esclusivamente qualitativo. Per quantificare l'intensità sono state proposte diverse scale che contengono da 3 a 10 categorie. La più usata è quella che ne propone 6 come indicato nella tabella 2.1.

Tabella 2.1: Scala di intensità a 6 gradi	
Forza	Descrizione
0	nessun odore
1	odore appena avvertito (soglia)
2	odore debole che può essere riconosciuto in accordo alla sua qualità
3	odore facilmente rilevabile
4	odore forte
5	odore molto forte

L'intensità dell'odore viene espressa come livello di odore (Lod) misurato in decibel in analogia con il livello di intensità sonora:

$$Lod = 10 \cdot \text{Log} \frac{C}{C_{\text{ref}}} \quad [\text{dB}_{\text{od}}]$$

In olfattometria viene spesso utilizzata una relazione analoga in cui l'argomento del logaritmo è dato dal valore della media geometrica della soglia di percezione individuale di ogni panelist ( $Z_{\text{ITE}}$ ).

$$Lod = 10 \cdot \text{Log} Z_{\text{ITE}} \quad [\text{dB}_{\text{od}}]$$



Per esprimere le concentrazioni vengono spesso utilizzate unità arbitrarie che sostituiscono quelle tradizionali come la massa o il numero di moli riferite al volume. Tra queste, particolare importanza assume il numero di odore (TON, Threshold Odor Number) definito come il numero di diluizioni con aria deodorizzata per ridurre la concentrazione della sostanza fino alla soglia di percettibilità:

$$\text{TON} = \frac{A+B}{A} \left[ \frac{\text{ou}}{\text{m}^3} \right]$$

A = ml di campione odoroso;

B = ml di aria deodorizzata necessaria affinché la miscela raggiunga la soglia di percettibilità.

## 2.4 Diffusibilità

La tensione di vapore è un parametro indicativo della capacità di diffusione dell'odore di una determinata sostanza anche se è necessario analizzarla congiuntamente alla soglia olfattiva. A questo scopo è necessario introdurre il cosiddetto O.I. (Odor Index) definito come il rapporto (adimensionale) tra la tensione di vapore della sostanza, in ppm, e la soglia (100%) della sostanza stessa, sempre in ppm.

Sono considerati potenzialmente poco odorosi i composti il cui O.I. è inferiore a  $10^5$  (alcani, alcoli a basso peso molecolare), mentre i composti con O.I. più elevati sono i mercaptani il cui O.I. può raggiungere un valore di  $10^9$ .

La diffusibilità è un parametro importante soprattutto per quanto riguarda la cosiddetta pervasività degli odori, ovvero la capacità di certe classi di analiti di diffondere verso l'alto maggiormente rispetto ad altre, che non riuscendovi, danno maggiori problemi di impatto sulle zone circostanti.

## 2.5 Il tono edonico

È possibile cercare di classificare gli odori basandosi sulla qualità.

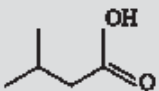

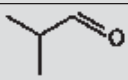
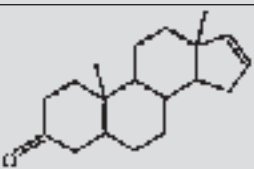
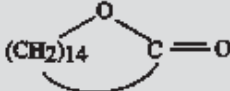
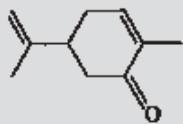

Diversi studi sono stati condotti per cercare di creare una scala del tono edonico.

La classificazione più conosciuta è quella proposta da H. Zwaardemaker che distingue nove classi:

1. Etereo (frutta)
2. Aromatico (chiodi di garofano)
3. Balsamico (fiori)
4. Ambrosio (muschio)
5. Agliaceo (cloro)
6. Empireumatico (caffè tostato)
7. Caprilico (formaggio)
8. Repellente (belladonna)
9. Fetido (corpi in decomposizione).

Un'altra classificazione è quella proposta da Pelosi che identifica otto odori primari, ove per primari s'intendono quelle sostanze con una forma che ben si adatta al ricettore specifico, ma che interagisce poco con altri ricettori (tabella 2.2).

Tabella 2.2: Odori primari identificati da Pelosi

Odore	Odorante primario	Soglia normale [ppb]
Sudore		120
Sperma		20
Pesce	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> N	0.47
Maltato		1.8
Urina		0.18
Muschiato		1.8
Mentolato		43
Canfora		21

In generale i composti odorosi possono essere raggruppati in diversi modi (tabella 2.3):

- per famiglie (composti azotati, solforati, insaturi, ossigenati, alogenati) o per gruppi funzionali (aldeidico -CHO, carbonilico -CO, carbossilico -COOH, amminico -NH<sub>2</sub>, idrossilico -OH, solfidrilico -SH) (tabella 2.3).
- per struttura: infatti semplici differenze strutturali possono comportare cambiamenti qualitativi e quantitativi delle proprietà dell'odorante.

Ad esempio le tre diverse forme dell'undecanone, 6, 4 e 2, presentano odori differenti. Il composto 6-undecanone presenta un forte odore fruttato, il composto con l'ossigeno in posizione 2 odora di ruta (pianta medicamentosa), mentre il composto 4 ha un odore intermedio fra i due precedenti (figura 2.5).

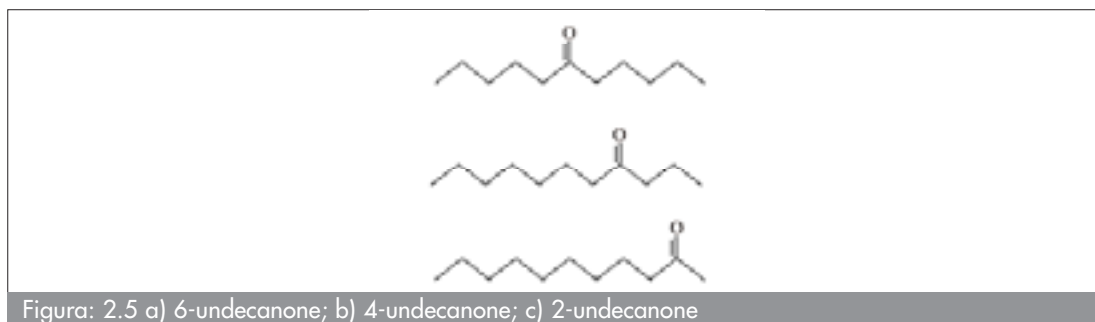


Tabella 2.3: Principali famiglie di composti osmogeni

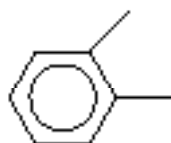
Gruppo di composti	Composto	Sensazione olfattiva	Formula chimica
Composti solforati	Idrogeno solforato	Uova marce	H <sub>2</sub> S
	Metilmercaptano	Cavolo in decomposizione	CH <sub>3</sub> SH
	Etilmercaptano	Cavolo in decomposizione	CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> SH
	Dimetilsolfuro	Vegetali in decomposizione	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S
	Dimetildisolfuro	Vegetali in decomposizione	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S <sub>2</sub>
	Dietilsolfuro	Vegetali in decomposizione	(CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> S
	Solfuro di carbonio	Dolciastro, pungente	CS <sub>2</sub>
	Solfuro di difenile	Gomma bruciata	(C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ) <sub>2</sub> S
Composti azotati	Ammoniaca	Pungente	NH <sub>3</sub>
	Metilammina	Pesce	CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>
	Dimetilammina	Pesce	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> NH
	Trimetilammina	Pesce	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> N
	Scatolo	Fecale nauseabondo	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N
	Piridina	Disgustoso	C <sub>5</sub> H <sub>5</sub> N
	Indolo	Fecale nauseabondo	C <sub>8</sub> H <sub>7</sub> N
Acidi organici	Acetico	Aceto	CH <sub>3</sub> COOH
	Butirrico	Burro rancido	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> COOH
Aldeidi	Butirrica	Pungente, rancido	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CHO
	Isovalerianica	Mela	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> CHO
	Acroleina	Pungente e penetrante	CH <sub>2</sub> =CHCHO

Partendo da questi presupposti Henning ha classificato gli odori utilizzando i descrittori semantici:

1. spezie: anello benzenico con sostituito in posizione para;



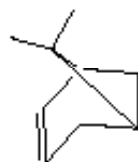
2. fiori: anello benzenico con sostituito in posizione orto;



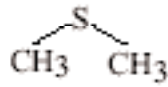
3. frutta: con disposizione biforcata;



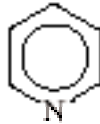
4. resine: i gruppi sono all'interno dell'anello;



5. bruciato: composti contenenti zolfo;



6. fetido: la molecola ha struttura ad anello piano.



- per forma: sia Amoore che Timmermans hanno stabilito le seguenti correlazioni tra forma della molecola e odore (tabella 2.4);

Tabella 2.4: Correlazioni di Amoore e Timmermans

Forma	Odore
Sferica	Canfora
Discoidale	Muschio
Romboidale	Fiori
Cuneo	Menta
Rettangolare	Etere

- per la grandezza dell'anello, come nel caso dei composti macrociclici (tabella 2.5);

$C_{13} \Rightarrow$  Legno  
 $C_{14-16} \Rightarrow$  Muschio  
 $C_{17-18} \Rightarrow$  Zibetto

Tabella 2.5: Corrispondenza tra composti macrociclici e odori

Numero atomi anello	Chetone	Lattone	Carbonato	Anidride
13	di legno; di cedro; di muschio (se diluito)		di cedro (con leggero odore di rosa e canfora)	
14	di muschio	di muschio	di canfora; di muschio	aromatico
15	di pino; di muschio	di muschio; ambra grigia	di muschio	di muschio
16	odore di transizione	di muschio	di muschio	
17	di zibetto (lieve)	di zibetto	di muschio	
18	di zibetto (lieve)			

## 2.6 Il meccanismo di azione delle sostanze osmogene

Non è ancora del tutto noto il meccanismo con cui una sostanza riesce a provocare una sollecitazione sui ricettori. Fra le ricerche effettuate le ipotesi più accreditate sono al momento due: quella fisica e quella chimica.

Ipotesi fisica: le molecole sono in continuo movimento con moti di tipo oscillatorio, rotazionale, e vibrazionale producendo così radiazioni la cui lunghezza d'onda è caratteristica per ogni molecola. Si ritiene che tali radiazioni molecolari interagiscano con le strutture dell'epitelio olfattivo, costituite in sostanza da minuscole cavità da cui si dipartono le cilia che si estendono fino alla superficie. La tabella 2.6 mostra come le radiazioni emesse dipendano dal tipo di legame presente nella molecola: maggiore è l'ordine di legame tra gli atomi, minore è la lunghezza d'onda.

Tabella 2.6: Frequenze specifiche e lunghezze d'onda per le radiazioni emesse dalle molecole in dipendenza dal tipo di legame

Legame	Lunghezza d'onda mm	Frequenza specifica $\text{cm}^{-1}$
C - C	12.5-11.6	800-860
C = C	6.25-6.1	1600-1.650
C $\equiv$ C	4.75-4.45	2.100-2.150
C - N	11.4-10.8	880-930
C = N	6.1	650
C $\equiv$ N	4.66	2.150
C - O	12.2-11.4	820-880
C = O	5.8-5.7	1.710-1.750
C $\equiv$ O	4.65	2.160

Ipotesi chimica: la modificazione chimica che avviene fra sostanze e mucosa olfattiva è la causa principale della percezione di un odore. Due sono gli elementi coinvolti in tale modificazione: l'epitelio olfattivo e la sostanza osmogena. Poiché si ritiene che il primo abbia forma ondulata non casuale, ma dotata di una certa regolarità, diventa allora importante la stereochimica della molecola. Infatti quelle molecole la cui forma è complementare o simile a quella dei ricettori presenti nell'epitelio, saranno in grado di adattarsi, totalmente o parzialmente, secondo un meccanismo conosciuto come «chiave-serratura» e mostrato in figura 2.1. Il risultato di quest'adattamento è, probabilmente, responsabile della modificazione dello stato elettrico delle cellule ricettrici con produzione di uno stimolo che il cervello riconosce come odore.

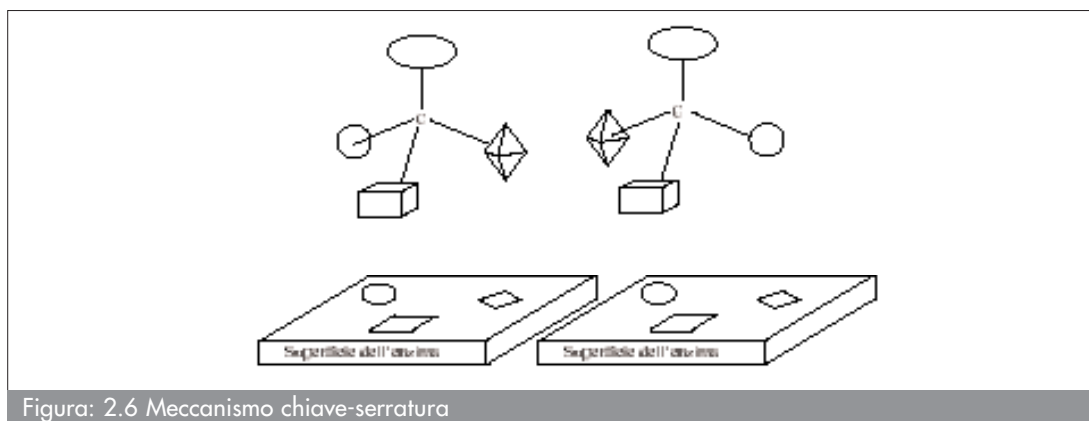
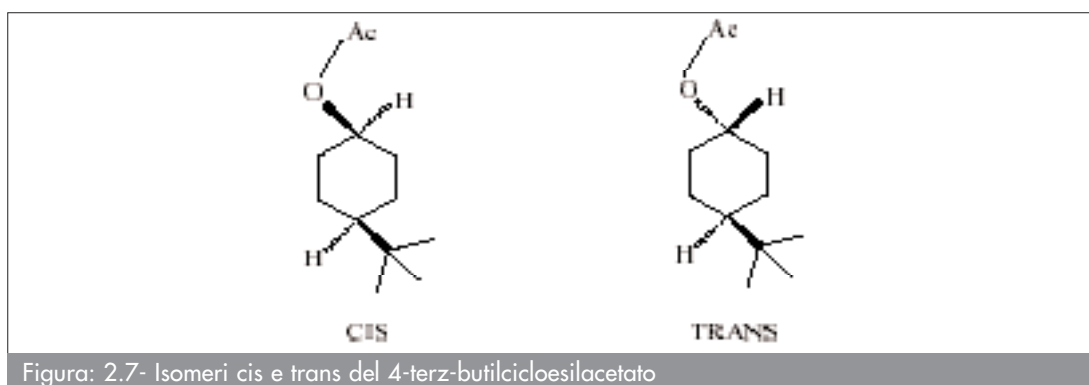


Figura: 2.6 Meccanismo chiave-serratura

Questa teoria spiega come certe sostanze chimicamente diverse possano produrre odori simili, o viceversa, come sostanze chimicamente simili possano produrre odori diversi. È questo il caso per esempio degli isomeri *cis* e *trans* del 4-terz-butilcicloesilacetato: infatti, mentre l'isomero *cis* emana un forte odore di legno, nell'isomero *trans* questo è appena percepibile (figura 2.7).

Figura: 2.7- Isomeri *cis* e *trans* del 4-terz-butilcicloesilacetato

Sono stati effettuati molti studi tesi a correlare la stereochemica della molecola con l'odore. I principali parametri molecolari sono: la dimensione, la forma, la presenza e la posizione di gruppi funzionali.

La *dimensione* può essere valutata in prima approssimazione utilizzando due diversi parametri: il peso molecolare o il numero d'atomi principali. La sostanza osmogena deve avere dimensione inferiore a 300g/mole o 20 atomi principali, infatti molecole di dimensioni superiori sarebbero poco volatili e non troverebbero ricettori in grado di accoglierle.

La *forma* dipende principalmente dalla presenza e dalla posizione dei gruppi funzionali. La maggior parte delle molecole, a causa della libera rotazione attorno ai legami semplici, può presentare varie conformazioni per forma e ingombro (figura 2.8).

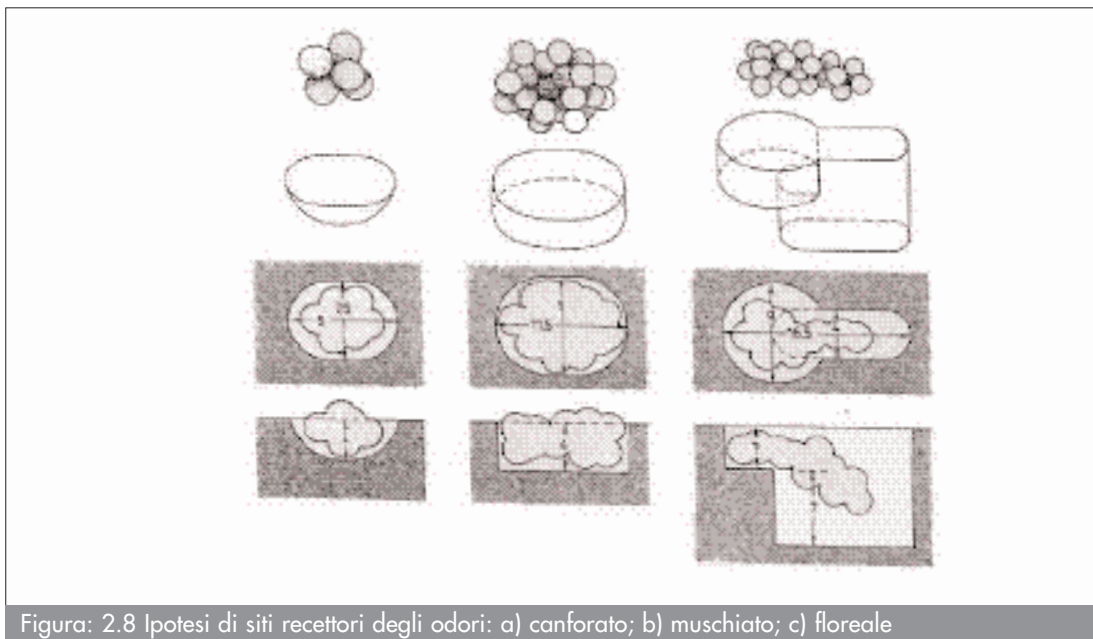


Figura: 2.8 Ipotesi di siti recettori degli odori: a) canforato; b) muschiato; c) floreale

Per quanto riguarda i *gruppi funzionali* è importante ricordare che le proprietà olfattive non sono determinate tanto dalla natura del gruppo funzionale quanto dalla sua posizione nella molecola. Per quanto riguarda il tipo di legame che esiste tra la molecola di odorante e il ricettore olfattivo sono state formulate diverse ipotesi: legame a ponte idrogeno, legame dipolo-dipolo (nel caso in cui esista almeno un etero atomo sulla molecola di odorante), legame di Van der Waals (se è grande la complementarità tra ricettore e odorante).

Nel caso particolare di idrocarburi privi di gruppi funzionali le forze di Van der Waals possono legare la molecola al ricettore, indipendentemente dall'orientamento. Per questo sono possibili interazioni con più ricettori, cosa che giustifica l'odore poco intenso e non definito. Henning invece, già nel 1916 aveva anticipato la teoria chimica individuando alcune corrispondenze tra caratteristiche molecolari ed odore:

- *spezie*: anello benzenico para-sostituito;
- *ori*: anello benzenico orto-sostituito;
- *frutta*: disposizione biforcata;
- *resine*: strutture bicicliche con gruppi all'interno dell'anello;
- *bruciato*: composti con anello piano (piridina);
- *fetido*: composti con zolfo.

Oltre a quanto già detto è importante ricordare gli studi di Moncrieff, che prevedono tre punti fondamentali secondo cui le sostanze odorose devono essere:

- volatili in modo da poter essere facilmente liberate nell'atmosfera per venire a contatto con i ricettori olfattivi;

- capaci di essere assorbite dalla mucosa dell'epitelio olfattivo;
- generalmente assenti dalla regione olfattiva.

Quest'ultimo punto rappresenta una novità rispetto alle teorie precedenti, poiché puntualizza che una situazione odorosa può essere causata solamente dal cambiamento di una situazione preesistente (l'acqua, per esempio, sarebbe inodore per la sua continua presenza nella mucosa olfattiva).

Sono state verificate delle relazioni tra sostanze osmogene e alcune loro caratteristiche generali fisiche e/o chimiche. Tali relazioni sono poi state utilizzate dai diversi autori a sostegno della validità dell'una o dell'altra ipotesi.

## 2.7 Proprietà chimico fisiche e percettibilità delle sostanze odorogene

Quasi tutte le molecole di peso molecolare inferiore a 300 presentano un odore. Non esiste un limite inferiore, infatti anche molecole piccole come  $\text{NH}_3$  o  $\text{H}_2\text{S}$  sono dei forti odoranti; la mancanza di odore di sostanze come acqua, azoto, anidride carbonica e poche altre è dovuta al fatto che l'epitelio olfattivo è continuamente in contatto con queste molecole.

Il limite superiore, grossolanamente fissato ad un peso molecolare di circa 300, dipende non solo dal fatto che sostanze ad alto peso molecolare sono poco volatili, ma anche dall'effettiva mancanza di ricettori capaci di accogliere molecole di dimensioni maggiori. Infatti piuttosto che avere una diminuzione progressiva dell'intensità dell'odore all'aumentare del peso molecolare si osserva una scomparsa quasi repentina dell'odore quando le molecole superano certe dimensioni, come si può osservare in tabella 2.7.

Tabella 2.7: Proprietà olfattive di composti macrociclici

n° di atomi di C	chetoni	w-lattoni	Carbonati
9	—	Canfora	Canfora/Terra
10	Canfora	Canfora	Canfora/Terra
11	Canfora	Terpeni	Canfora/Cedro
12	Menta	Cedro	Canfora/Muschio
13	Cedro	Muschio	Muschio
14	Muschio	Muschio	Muschio
15	Muschio	Muschio	Muschio
16	Muschio	Muschio/Zibetto	-
17	Muschio/Zibetto	Muschio/Zibetto	-
18	Zibetto	Zibetto	-
19	-	-	-
20	-	-	-

Non è mai stata affrontata una trattazione generale delle relazioni tra forma molecolare e odore che risulterebbe molto complessa, perché insieme con la forma bisognerebbe considerare la posizione del gruppo funzionale e le conformazioni stereochimiche preferenziali. La qualità odorosa inoltre, non dipende solamente dal singolo gruppo funzionale, ma anche dal resto della molecola e dalle sue caratteristiche strutturali.

Proprio per le diverse caratteristiche strutturali implicite in molecole apparentemente anche molto simili, le soglie olfattive variano grandemente da una sostanza all'altra. Alcune sostanze non provocano la sensazione di odore nemmeno se presenti in concentrazione elevata, altre come i mercaptani hanno soglie dell'ordine dei ppt (parti per trilione) e vengono percepiti dall'olfatto quando la più raffinata strumentazione analitica non riesce ad identificarli.

In base alle soglie olfattive è possibile ordinare le classi di composti odorogeni, in ordine crescente di soglia olfattiva o OT (odor threshold):

- mercaptani insaturi;
- mercaptani;

- disolfuri;
- solfuri;
- aldeidi;
- alcheni;
- acidi carbossilici;
- ammine;
- alcani clorurati;
- aromatici;
- alcani.

Le seguenti proprietà influenzano l'impatto odoroso di una sostanza:

- *Tensione di vapore*: tale parametro è indice della volatilità della sostanza che a sua volta è indicatrice della facilità di diffondere e di venire a contatto con gli organi ricettori dell'olfatto. Esistono comunque eccezioni, ovvero sostanze che pur presentando bassissime tensioni di vapore sono fortemente odorose e sostanze dall'altissima tensione di vapore, ma dalla soglia olfattiva elevata.

Tabella 2.8: Tensione di vapore e soglie olfattive per alcuni composti odorosi

Sostanza	Tensione di vapore (atm, 20 °C)	OT (ppb)
Scatolo	0,002	0.01
Acido butirrico	0,75	1
Etilammina	1,14	200
Dimetilammina	1,66	46
Metilammina	2,92	20
Cloro	6,57	20 – 9.000
Ammoniaca	8,46	38 – 57.000
H <sub>2</sub> S	17,7	0.5 - 10
Etano	37,28	120.000 (ppm)
Acetilene	43,11	620.000
Tetracloruro di carbonio	91,0	95.000
Acetone	184,8	13.000
Disolfuro di carbonio	297,5	110
Etere	442,2	8.900

Bisogna evidenziare che, mentre dati oggettivi, quali la tensione di vapore, rimangono costanti nei diversi riferimenti di letteratura, per le soglie olfattive l'oggettività viene meno ed esistono intervalli di valori molto ampi per gli stessi composti nelle varie bibliografie esistenti su questo argomento.

Quanto detto è spiegabile pensando al metodo soggettivo con cui viene determinata una soglia olfattiva per cui ogni laboratorio può crearsi una propria "banca dati" di soglie determinate con il proprio panel e che conseguentemente può essere diversa da quella determinata in un altro laboratorio.

- *Idro e liposolubilit* : una sostanza per essere recepita deve poter prima diffondersi adeguatamente nelle mucose nasali e poi nelle terminazioni delle cellule neurosensoriali.
- *Adsorbibilit* : maggiore è tale grandezza, maggiore è la capacità della sostanza odorigena di legarsi alle ciglia dei chemiorecettori.

In linea generale i composti odorosi riscontrabili nell'ambiente possono essere raggruppati in queste grandi famiglie distinguibili per il loro gruppo funzionale:

- composti azotati;
- composti solforati;



- composti non saturi;
- composti ossigenati;
- composti alogenati.

I gruppi funzionali generalmente presenti possono essere riassunti nei seguenti:

- aldeidico ( -CHO);
- carbonilico (-C=O);
- carbossilico (-COOH);
- amminico (-NH<sub>2</sub>);
- idrossilico (-OH );
- sulfidrilico ( -SH ).

Se si fosse riusciti ad associare ad ogni gruppo funzionale una tipologia odorosa ben precisa, il problema della descrizione della qualità sarebbe stato di conseguenza determinato. La qualità odorosa non dipende solamente dal singolo gruppo funzionale, ma anche dal resto della molecola e dalle sue caratteristiche strutturali. Capita quindi che uno stesso gruppo come l'OH o l'SH in combinazione con radicali differenti producano odori differenti:

- C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>OH (alcol etilico) - odore dolce;
- C<sub>3</sub>H<sub>5</sub>OH (alcol allilico) - irritante.

Per di più, semplici differenze strutturali possono comportare odori differenti:

- C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>SCN (etil tiocianato) - odore di cipolle;
- C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>NCS (etil isotiocianato) - odore di mostarda.

Anche il doppio legame può influenzare significativamente la soglia di riconoscimento olfattivo come mostrato nella seguente tabella.

Le principali famiglie di composti odorosi rimangono comunque la classe dei composti solforati, gli acidi grassi volatili, le ammine e i terpeni.

Verranno di seguito analizzate le caratteristiche principali di tali composti.

### 2.7.1 Composti solforati

I composti solforati ridotti sono i composti odorosi più adatti ad indicare la presenza di condizioni anaerobiche. Infatti, benché essi si formino anche in minima parte in condizioni aerobiche, in carenza di ossigeno la loro presenza è anche di 3 ordini di grandezza maggiore.

Lo zolfo è contenuto principalmente negli aminoacidi cisteina e metionina; il contenuto di zolfo in scarti compostabili è dell'ordine dello 0,4% per scarti di cucina, 0,2% in carta e cartone, 0,1% nel legno, 0,56% nel letame.

#### Zolfo inorganico

L' H<sub>2</sub>S è prodotto in condizioni anaerobiche attraverso diverse vie. La produzione principale di H<sub>2</sub>S deriva dalla scissione di aminoacidi solforati come metionina e cisteina; molti batteri, come E. Coli, possono metabolizzarli, producendo H<sub>2</sub>S come sottoprodotto. Un'altra via semplice è la combinazione di carbonati e solfati.

Esso è un indicatore di condizioni strettamente anaerobiche, pertanto in processi tipicamente aerobici quali, ad esempio, quelli di compostaggio si può ritrovare solo quando si ha presenza di "sacche" anaerobiche nei cumuli oppure quando il materiale organico in ingresso in impianto è compattato e stoccato da più giorni.

La generazione di H<sub>2</sub>S è dovuta all'attività metabolica di alcuni batteri anaerobi in cui la specie *Desulfovibrio desulfuricans* è la più importante. Il metabolismo globale può essere descritto attraverso due semireazioni di ossidazione e riduzione; si ha da un lato la riduzione dei solfati a solfuri, che si comportano come accettori di elettroni, e dall'altro l'ossidazione di

un substrato organico con spostamento dell'idrogeno che verrà accettato dalla specie ridotta. Se come substrato viene considerato il metanolo, la reazione complessiva prodotta da *Desulfovibrio* è la seguente:



#### *Zolfo organico*

I più comuni composti solforati organici odorosi che si riscontrano in impianti industriali sono dimetil solfuro, dimetil disolfuro, dimetil trisolfuro, metantiolo ed etantiolo.

Il metantiolo è un potente odorante, molto instabile; in condizioni aerobiche subisce una rapida ossidazione a dimetil disolfuro. I mercaptani, d'altronde, si riscontrano nelle emissioni solo quando si hanno condizioni anaerobiche spinte in alcune zone del processo; altrimenti vengono ossidati a dimetil disolfuro.

Segal e Starkey (1969) hanno verificato la via metabolica che in condizioni aerobiche permette la degradazione della metionina a metantiolo, che viene poi in parte ossidato a dimetildisolfuro.

Derix e altri hanno riscontrato che  $\text{H}_2\text{S}$ , metantiolo e dimetil solfuro sono prodotti biologicamente durante processi aerobici; solfuro di carbonio e dimetil disolfuro sono sottoprodotti derivanti da successive reazioni chimiche.

#### 2.7.2 *Acidi grassi volatili*

Gli acidi grassi a catena corta (C2 - C6) come l'acetico, il butirrico e l'esanoico hanno, soprattutto per quelli da 4 a 7 atomi di carbonio, una soglia olfattiva molto bassa, dell'ordine di qualche ppb, con un tipico odore di rancido. Anch'essi sono intermedi metabolici derivanti dall'incompleta ossidazione dei lipidi, che in condizioni di carenza di ossigeno non permette la completa ossidazione a  $\text{CO}_2$ ; quando l'ossigeno non è quindi totalmente assente, ma scende sotto un certo livello, sono energeticamente favoriti processi fermentativi che vedono questi composti organici come accettori di elettroni al posto dell'ossigeno.

Gli acidi organici volatili vengono rapidamente metabolizzati in condizioni aerobiche, è quindi rara la loro presenza in uscita da impianti di abbattimento come biofiltri o scrubbers.

#### 2.7.3 *Ammine e ammoniaca*

Le ammine e l'ammoniaca sono un altro gruppo di composti maleodoranti che risultano dalla scissione degli amminoacidi in condizioni anaerobiche da parte di numerosi batteri, tra cui il comune *E. Coli*. Le ammine si formano generalmente a valori di pH bassi durante le fermentazioni anaerobiche.

I rifiuti di cucina possono contenere circa il 3% di azoto sul secco, letame e fanghi fino al 5-6%. Un indice di controllo della possibile generazione eccessiva di ammine molto odorose è il rapporto C/N; è quindi opportuno un corretto bilanciamento tra scarti carboniosi ed azotati nella miscela iniziale. Un valore ottimale di C/N è pari a 30.

#### 2.7.4 *Terpeni*

L'isoprene, precursore di tutti i terpeni, nel mondo animale è un prodotto endogeno del metabolismo, e la sua biosintesi deriva principalmente dalla via dell'acido mevalonico.

Abbondanti fonti di terpeni come limonene ed alpha-pinene sono negli oli essenziali contenuti nelle ligno-cellulose e nei tessuti stessi dei vegetali.

## Bibliografia

- G. Andreottola, V. Riganti, Gli odori e le sostanze odorigene, seminario di studio "Il contenimento degli odori negli impianti di trattamento di acque e rifiuti", 1997 Pavia.
- L.S. Caronno, A. Foschi, P:M.I.P., Definizione odori e problemi inerenti ai controlli e alle autorizzazioni, 1998 Milano.
- CEN (Comité Européen de Normalisation): Document TC264/WG2 Odour – Concentration measurement by dynamic olfactometry- Editions Legislatives, 1995.
- D. L.B. Arnold : Chemical oxidation of odours by ozone.
- R. Serra, L. Dugnani: Qualità, effetti e misura degli odori nell'ambiente, Ingegneria ambientale, vol. 17, n. 5, maggio 1988.
- G. Ohloff: Scent and fragrances: the fascination of odours and their chemical perspectives, Springer 1994.
- R.G. Rice, A. Netzer: Handbook of ozone technology and application, Vol. 1, Ann Arbor Science, The Butterworth Group, 1982.
- R. Vismara: Ecologia Applicata, Ulrico Hoepli Editore, 1992.
- J.E. Amoore, E. Hautala: Odor as an aid to chemical safety: odor threshold limit values and volatilities for 214 industrial chemicals in air and water dilution. Journal of applied toxicology, vol 3 n. 6, 1983.
- H. Zwaardemaker: Die Physiologie des Geruchs, Leipzig, Engelmann, 1995.
- P.Pelosi: Classificazione e misura degli odori, Chirotti Editori, 1994.
- R. Serra, L. Dugagnani: Qualità, effetti e misura degli odori nell'ambiente. Ingegneria ambientale, vol. 17, n. 5, maggio 1988.
- G. Ohloff: Scent and fragrances:the fascination of odors and their chemical perspectives- Springer 1994.
- K.J. Rossiter: Structure-Odor relationship- Chemical Reviews, vol. 96, n. 8, 1996.
- R.W. Moncrieff; La chimica dell'odore. Enciclopedia della chimica, vol. 8, 1977.
- L. Bozzola, A. Damiani; Tecniche di contenimento degli odori. XXXII Corso di Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria, Milano 29 giugno - 3 luglio 1987.
- Derikx et al., Applied Environmental Microbiology, 57 (2), 563, 1991.
- Tchnobanoglous, G. Theisen, H. Eliassen, Solid Wastes Engineering Principles and Management Issues. McGraw - Hill, N.Y., 1977.
- Derikx et al., Odorous Solfur Compounds emitted during production of compost used as a substrate in mushrooms cultivation. Applied and Environmental Microbiology, 56 (1), 176 - 180, 1990.



### 3. Le molestie olfattive e gli impianti produttivi

#### 3.1 Impianti di trattamento rifiuti e depurazione acque reflue

Nella tabella 3.1 vengono riportati i principali analiti presenti negli impianti di trattamento rifiuti. Per ogni composto, oltre alla descrizione della sensazione odorosa viene riportata la soglia di odore e quella di tossicità.

I dati oggettivi delle soglie di tossicità vengono ripetuti nelle diverse tabelle, mentre i dati delle soglie di odore variano da tabella a tabella proprio per la soggettività con cui sono determinati (i dati sono stati presi da testi e articoli di letteratura).

Tabella 3.1: Soglie olfattive e TLV per una serie di composti presenti in impianti di compostaggio

	Sensazione odorosa	100 % Odor Threshold ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	TLV <sup>1</sup> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
<b>Solforati</b>			
Idrogeno solforato	uova marce	1,4	14.000
Solfuro di carbonio	Solfuro	60	3.240
Dimetilsolfuro	legumi in decomposizione	258	-
Dimetildisolfuro	Putridume	16	-
Metilmercaptano	cavolo marcio	70	1.000
Etilmercaptano	cipolla in decomposizione	5,2	1.250
Isopropilmercaptano		0,6	-
Propilmercaptano		2,2	-
Butilmercaptano		3,0	1.800
<b>Acidi</b>			
acetico	Aceto	4.980	25.000
propionico	rancido, pungente	123	30.000
butirrico	burro rancido	73	-
valerico	sudore, traspirazione	3	-
esanoico		29	-
<b>Ammine</b>			
metilammina	pesce avariato	3.867	12.000
dimetilammina	pesce avariato	9.800	24.000
trimetilammina	pesce avariato	11.226	9.200
etilammina	Ammoniacale	1.497	18.000
dietilammina	pesce avariato	911	30.000
ammoniaca	Pungente	38.885	18.000
<b>Aldeidi</b>			
formaldeide	paglia/fieno pungente	1.247	370
acetaldeide		549	180.000
acroleina	bruciato, pungente	46.560	230
propionaldeide		193	-
butirraldeide	Rancido	120	-

<sup>1</sup> Theshold limit value

I valori di TLV sono quasi sempre sensibilmente superiore al valore di soglia di odore (OT). Di seguito si descrivono, gli effetti tossici conosciuti per le sostanze indicate in tabella.

### 3.1.1 Composti solforati

Il più studiato tra i composti solforati è sicuramente l' $H_2S$  per il quale si può schematizzare bene la relazione concentrazione - effetti, come mostra la tabella 3.2.

Tabella 3.2: Effetti tossici conosciuti per l' $H_2S$

Effetto osservato	Concentrazione ambientale (ppm)
Irritazione agli occhi	10
Irritazione alle vie aeree	20
Modesti sintomi dopo diverse ore di esposizione	70 - 150
Massima concentrazione senza gravi sintomi dopo 1 ora	170 - 300
Edema polmonare - broncopolmonite dopo esposizione prolungata	250 - 600
Gravi sintomi dopo esposizione di 1/2-1 ora	400 - 700
Perdita di coscienza e coma	700 - 900
Immediata perdita di coscienza, apnea, morte	1.000 - 2000

A basse concentrazioni tale composto ha il caratteristico odore di uova marce e produce progressive irritazioni degli occhi, delle prime vie aeree ed edema polmonare. A concentrazioni più elevate, vicine ai limiti letali (>700 ppm) dà origine ad un odore quasi piacevole e proprio l'assenza di tale "avvertimento odoroso" ha causato parecchi gravi incidenti tra i lavoratori addetti alle canalizzazioni fognarie e nell'industria petrolifera. Da vari autori viene invece esclusa la possibilità di intossicazione cronica legata ad esposizione prolungata a basse concentrazioni.

Per quanto riguarda i composti solforati, si può inoltre evidenziare l'effetto dei mercaptani e del solfuro di carbonio. Per i primi è nota la particolare sgradevolezza dell'odore che provoca, per tempi di esposizione relativamente bassi, effetti gastrici insopportabili. Si sottolinea però che tali composti possono anche interferire con l'emoglobina del sangue e quindi col processo di trasporto dell'ossigeno causando cianosi temporanee; inoltre, deprimono il sistema nervoso centrale e possono provocare, così come l' $H_2S$ , gravi irritazioni all'apparato respiratorio con edema polmonare.

Per il solfuro di carbonio è nota, con sufficiente attendibilità, la sua tossicità nei confronti dell'uomo: è altamente irritante anche a basse concentrazioni sia per la pelle che per gli occhi, il naso e le vie aeree; ad elevate concentrazioni, agendo sul sistema nervoso, causa perdita di coscienza ed anche morte, mentre a bassi livelli, ma per tempi di esposizione piuttosto lunghi (10 - 15 anni), causa frequenti attacchi cardiaci ed aumento della pressione arteriosa.

### 3.1.2 Composti azotati

Uno specifico interesse riveste l'ammoniaca, il cui odore pungente è ben conosciuto; l'inhalazione di tale gas è fortemente irritante per bronchi e polmoni ed una protratta esposizione a basse concentrazioni è causa di bronchite cronica ed enfisema.

Per quanto riguarda le ammine, sono stati riscontrati effetti irritanti per le mucose delle prime vie aeree, ma non sono da trascurare né le possibili irritazioni agli occhi con danni corneali, né soprattutto i danni epatici la cui caratterizzazione è tuttavia ancora allo studio. Lesioni epatiche sembra siano causate anche dalla piridina la cui presenza, caratterizzata da un odore irritante, è stata verificata nell'atmosfera di vari impianti di depurazione.

### 3.1.3 Chetoni

Gli effetti nocivi dei chetoni possono essere effetto irritante ed effetto narcotico. Il primo effetto, è quello irritante, soprattutto a carico degli occhi e della mucosa nasale, la cui tollerabilità e gravità dipende dal tipo di chetone: gli insaturi, infatti, sono in grado di provocare lesioni corneali con alterazioni anche permanenti alla vista, se presenti in concentrazioni intorno ai valori di TLV. Un secondo effetto è quello narcotico con danni al sistema nervoso centrale e periferico, se vengono inalati a più elevate concentrazioni. In realtà quest'ultimo effet-

to può essere causato solo dai vapori dei chetoni saturi in quanto l'inalazione dei chetoni insaturi, anche a basse concentrazioni, è altamente irritante.

### 3.1.4 Aldeidi

Il primo effetto nocivo delle aldeidi è rappresentato dall'azione irritante sulle congiuntive e sulle mucose delle vie aeree, mentre solo aldeidi insature e con sostituenti alogenati possono provocare gravi alterazioni sempre a carico dell'apparato respiratorio. Da segnalare sono i risultati di studi sperimentali che hanno evidenziato i danni a livello epatico provocati da esposizione ad acroleina o formaldeide.

### 3.1.5 Acidi organici

Non sono riscontrabili particolari effetti patogeni a seguito di una esposizione a basse concentrazioni di acidi grassi, ma principalmente effetti irritativi con bronchiti se l'esposizione è cronica. La gravità dei vapori aumenta se si è in presenza di insaturazioni o di alogenazione.

### 3.1.6 Terpeni

I terpeni sono i composti più abbondanti in impianti che trattano rifiuti freschi. Dall'odore tipicamente gradevole o fruttato come il D-Limonene, non sono classificabili come cancerogeni, anzi, in letteratura si riporta l'attività antitumorale di alcuni monoterpeni. A titolo di esempio si riporta in tabella 3.3 una lista delle principali sostanze odorose, la cui presenza è stata accertata in vicinanza di discariche controllate, ed alcuni degli effetti nocivi ad essi associati.

Tabella 3.3: Classi principali di sostanze odorigene

Composti azotati	effetto nocivo
ammoniaca	bronchite cronica, enfisema
ammine	irritanti delle vie aeree superiori
piridina	lesioni epatiche
Composti ossigenati	
aldeidi	irritanti degli occhi e della mucosa nasale
aldeidi insature e alogenate	gravi alterazioni dell'apparato respiratorio
acroleina, formaldeide	danni a livello epatico
formaldeide	probabile cancerogeno
chetoni	irritanti degli occhi e della mucosa nasale
chetoni insaturi	lesioni corneali, lesioni della vista
acidi organici	effetti irritativi con esposizioni prolungate
acidi alogenati	effetti caustici, gravi ustioni alla cute, occhi e vie aeree superiori
Composti solforati	
mercaptani	interferiscono con l'emoglobina provocando cianosi; deprimono il sistema nervoso centrale gravi irritazioni all'apparato respiratorio con edema polmonare
solfo di carbonio	tossicità nell'uomo ben nota; basse concentrazioni per lunghi periodi causano attacchi cardiaci e aumento della pressione arteriosa
acido solfidrico	gravi irritazioni dell'apparato respiratorio con edema polmonare

Da questa rassegna si può quindi constatare come potenzialmente i composti osmogeni siano in grado di scatenare gravi fenomeni patogeni, ma nella realtà tali effetti sono mitigati in

primo luogo dalla presenza di una soglia olfattiva generalmente sgradevole, che rappresenta il primo vero allarme e quindi dai primi effetti irritativi a carico delle mucose degli occhi e delle vie aeree, che automaticamente impediscono alla persona di rimanere esposta per tempi o concentrazioni tali da poterne subire gli effetti più gravi segnalati.

### 3.2 Impatto tossicologico dipendente dal tipo di materiale presente nell'impianto

Non sempre la soglia olfattiva è in grado di segnalare la presenza di un composto nocivo in quanto esistono molte sostanze con valori di TLV inferiore al valore di soglia olfattiva. In questi casi, dunque, è estremamente importante disporre di una rilevazione strumentale essendo la sensibilità organolettica inadeguata. Di seguito si riporta un elenco di alcune sostanze osmogene caratterizzate da un valore di TLV inferiore al limite di percezione olfattiva. Tra queste, particolarmente rilevante è l'ammoniaca i cui effetti irritanti, precedentemente segnalati, sono presenti a concentrazioni inferiori al valore di soglia olfattiva.

Tabella 3.4: Composti osmogeni con TLV minore della soglia olfattivi

Sostanza	Soglia olfattiva (mg/m <sup>3</sup> )	TLV (mg/m <sup>3</sup> )
Acroleina	0,49	0,25
Ammoniaca	33	18
Acrilonitrile	47	45
Canfora	100	2
Dimetilformamide	300	30
Diossano	620	320
Metanolo	7.800	260
Glicole metilenico	190	80
Ozono	0,2	0,05
Anidride solforosa	79	13
Tricloroetilene	535	115
Tetracloruro di carbonio	650	65

Molti di questi composti sono di origine sintetica e non sono sottoprodotti del metabolismo batterico. Ciò porta a considerare in modo differente gli impianti di trattamento dei rifiuti a seconda della tipologia del rifiuto trattato; infatti negli impianti di trattamento del rifiuto indifferenziato mediante selezione meccanica e compostaggio - biostabilizzazione della parte organica fermentescibile, è più facile riscontrare sostanze volatili di origine antropica, già presenti nel rifiuto tal quale, come ad esempio solventi clorurati (1,3 diclorobenzene, tri- e tetracloroetilene, benzeni C3 e C4, stirene) dotati di una certa tossicità. Negli impianti di trattamento della sola frazione organica selezionata la presenza di questi composti estranei al metabolismo batterico è molto più rara. In letteratura alcuni lavori riportano la presenza di cloruro di vinile nell'aria circostante i siti di una discarica.

La discarica controllata è una zona potenzialmente ricca di odori molesti dovuti a :

1. composti prodotti da processi biologici che avvengono nella massa di rifiuti in fermentazione (acidi grassi, mercaptani, tiofenoli, tioalcoli, tioacidi, ammine alifatiche);
2. biogas prodotto durante la digestione dei rifiuti. La produzione di biogas e la concentrazione delle sostanze osmogene in esso presenti dipende dall'età della discarica, dalla tipologia del rifiuto e dalla velocità di decomposizione.

In tabella vengono riportati i composti più importanti relativamente ai rischi di maleodoranze e tossicità. Come base del giudizio sono stati assunti nei 2 casi la soglia di percettibilità olfattiva e il limite di tossicità.

La tabella 3.5 elenca le sostanze osmogene emesse da discariche di rifiuti urbani e industriali e i fattori di diluizione necessari per conseguire il limite di percettibilità olfattiva (x 1000).



Tabella 3.5: Gli analiti in vicinanza di una discarica e i loro fattori di diluizione

Composti	Soglia di perc(mg/m <sup>3</sup> )	Discariche di rifiuti urbani			Discariche contenenti rifiuti industriali				
		A	B	C	D1	D2	D3	E	F
Limonene	0,057	0,4	4	1,9	3,3	1,9	1,5	4,2	0,1
Xilene	0,4	0,1	0,2	0,1	0,3	1,2	0,5	0,1	0,1
Etilbenzene	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	1,7	0,9	0,1	0,4
Propilbenzene	0,04	1,7	2,4	3,0	2,1	7,3	1,9	0,9	2
Butilbenzene	0,1	1,4	0,6	0,3	0,9	0,3	0,2	0,1	0,2
Metantiolo	0,00004	5	1	2000	50	5	50	1500	2,5
Dimetilsolfuro	0,02	0,1	0,4	0,4	0,1	0,3	1,2	6	0,1
Butan-2-olo	0,1	0,1	0,2	2,1	0,1	0,1	0,1	1,1	0,1
Metilbutanoato	0,005	0,1	0,1	0,8	0,1	0,2	0,4	3	0,1
Etilpropionato	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	1,4	0,1
Etilbutanoato	0,003	0,1	1,3	5	0,2	0,3	8,7	120	0,1
Propilpropionato	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	2,1	0,1
Butilacetato	0,003	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	2,1	0,1
Propilbutanoato	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	1	0,1
Dipropileteri	0,07	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	3	0,1	0,1

La seguente tabella indica i componenti misurati in concentrazioni superiori al limite di tossicità a lungo termine e dà il fattore di diluizione necessario per conseguire il limite TLV.

Tabella 3.6: Analiti con concentrazioni superiori al limite di tossicità

Composti	Limite TLV (mg/m <sup>3</sup> )	Discariche di rifiuti urbani			Discariche contenenti rifiuti industriali				
		A	B	C	D1	D2	D3	E	F
Benzene	3,25	-	1	-	7	35	35	2	7
Toluene	375	-	-	-	-	2	2	-	-
Xileni	435	-	-	-	-	-	-	-	-
Propilbenzene	245	-	-	-	-	-	-	-	-
Cloruro di vinile	10	-	-	-	-	3	3	2	-
Tetracloroetilene	335	-	-	-	-	-	-	1	-
Metantiolo	1	-	-	87	-	-	-	60	-
Butantioli	1,5	-	-	2	-	-	-	-	-
Metanolo	260	-	-	1	-	-	-	-	-

Diversi composti chimici richiedono diluizioni di oltre 1000 volte per rientrare entro i limiti di percettibilità olfattiva, molti altri richiedono diluizioni di almeno 100 volte. Il metantiolo richiede addirittura diluizioni di 2 milioni di volte. Metantiolo e butantiolo sono stati ritrovati in concentrazioni superiori anche al TLV, per il primo il superamento è di 87 volte.

Fortunatamente il TLV per questi composti esprime in realtà una condizione di intollerabilità olfattiva più che la tossicità sull'organismo umano. Il superamento del TLV è invece evidente per sostanze volatili di chiara origine industriale quali il benzene, toluene e cloruro di vinile.

### 3.3 Impianti di trattamento acque reflue

I composti odorigeni normalmente riscontrabili negli impianti di depurazione, le relative soglie di percettibilità e i livelli ammissibili di esposizione negli ambienti di lavoro sono riportati in tabella 3.7.

Tabella 3.7: Analiti rilevati negli impianti di depurazione

	Soglia di percettibilità ATC (mg/m <sup>3</sup> )	TLV (mg/m <sup>3</sup> )	ATC/TLV
<b>Solforati</b>			
Idrogeno solforato	0,00066	14 4,7	E -05
Metilmercaptano	0,0042	1	0,0042
Etilmercaptano	0,0025	1,25	0,002
Dimetilsolfuro	0,0025	-	-
<b>Azotati</b>			
Ammoniaca	33	18	1,8333
Metilammina	0,027	12	0,00225
Dimetilammina	0,085	18	0,004722
Trimetilammina	0,0005	24	2,8 E -05
Piridina	0,067	15	0,004467
<b>Aldeidi</b>			
Formaldeide	1,2	3	0,4
Acetaldeide	0,38	180	0,00211
Acroleina	0,49	0,25	1,96
<b>Chetoni</b>			
Acetone	240	2400	0,1
Metiletilchetone	29	590	0,04915
<b>Acidi organici</b>			
Acido acetico	2,5	25	0,1
Acido butirrico	0,004	-	-

Come negli impianti di trattamento rifiuti, anche negli impianti di trattamento delle acque reflue i composti principali rilevabili sono i composti solforati, i composti azotati ed altri composti organici di diversa natura.

### 3.3.1 Prodotti solforati

I composti solforati sono le sostanze più frequentemente rilevate, in presenza di condizioni anaerobiche nell'acqua o nei rifiuti. Il composto più diffuso è sicuramente l'idrogeno solforato. Altri composti solforati, molto frequentemente causa di emissioni odorose sono i mercaptani, rilevabili anche a concentrazioni molto basse. Le forme più diffuse sono i metil ed etil mercaptani. Un altro gruppo di composti spesso presenti negli impianti sono i solfuri organici (in particolare dimetilsolfuro, dietilsolfuro). La produzione di mercaptani e solfuri organici deriva dalla degradazione delle proteine, che porta alla formazione di amminoacidi solforati o dalla reazione dell'idrogeno solforato con alcuni chetoni insaturi.

### 3.3.2 Prodotti azotati

Il composto più comunemente riscontrabile è l'ammoniaca, gas incolore dal caratteristico odore estremamente pungente, particolarmente legato al problema del trattamento dei fanghi oltre al già visto compostaggio.

Le ammine sono riscontrate negli effluenti e nei rifiuti e sono fonte di odori nauseabondi. Alcune possono essere presenti originariamente nei liquami in quanto prodotti di escrezione dell'urina; altri composti azotati si formano per decarbossilazione degli amminoacidi delle proteine, allorché il pH scende sotto 6.

### 3.3.3 Altri prodotti

Un gran numero di prodotti organici maleodoranti formati nella fermentazione degli zuccheri o nella decomposizione dei grassi possono essere presenti in concentrazione più o meno grande nei liquami sotto forma di acidi grassi, aldeidi, chetoni, esteri e alcoli.

La trattazione svolta sulle precedenti soglie di tossicità di composti in uscita da diversi impianti non è esaustiva, ma ha evidenziato le principali classi di composti.

Per una visione completa delle soglie di tossicità di tutti i composti chimici si consiglia la consultazione di " Dangerous Properties of Industrial Materials, N. Irving Sax".

### 3.4 Emissioni di odore da alcune attività produttive

Gli analiti presenti negli effluenti provenienti da diverse attività produttive sono diversi e di diversa origine, i più comuni, e dall'odore più fastidioso, sono i composti solforati e amminici insieme ad aldeidi, chetoni, acidi organici, alcoli e solventi idrocarburici anch'essi presenti nei gas di scarico, ma con un impatto olfattivo decisamente inferiore.

Come anche precedentemente sottolineato le soglie di percezione sono determinate soggettivamente e si trovano in letteratura valori che, per sostanze odorose, variano ampiamente. Per esempio per la trimetilamina i dati di soglia di percezione variano da 0,004 a 4 ppm, per l'idrogeno solforato i valori variano da 0,0011 a 0,1 ppm. Bisogna infatti ricordare che la differenza minima tra due impressioni olfattive che possono essere percepite distintamente da un essere umano è stimato in circa il 30%.

La fondamentale considerazione che risulta dall'esame dei diversi valori presenti in ogni tabella che riporti le soglie olfattive è la straordinaria sensibilità percettiva umana nei confronti dei mercaptani, decine di migliaia di volte prima di raggiungere concentrazioni dell'ordine di un ppm, e questo spiega perché questi odori siano così facilmente avvertibili da chiunque, senza peraltro causare danni alla salute pubblica.

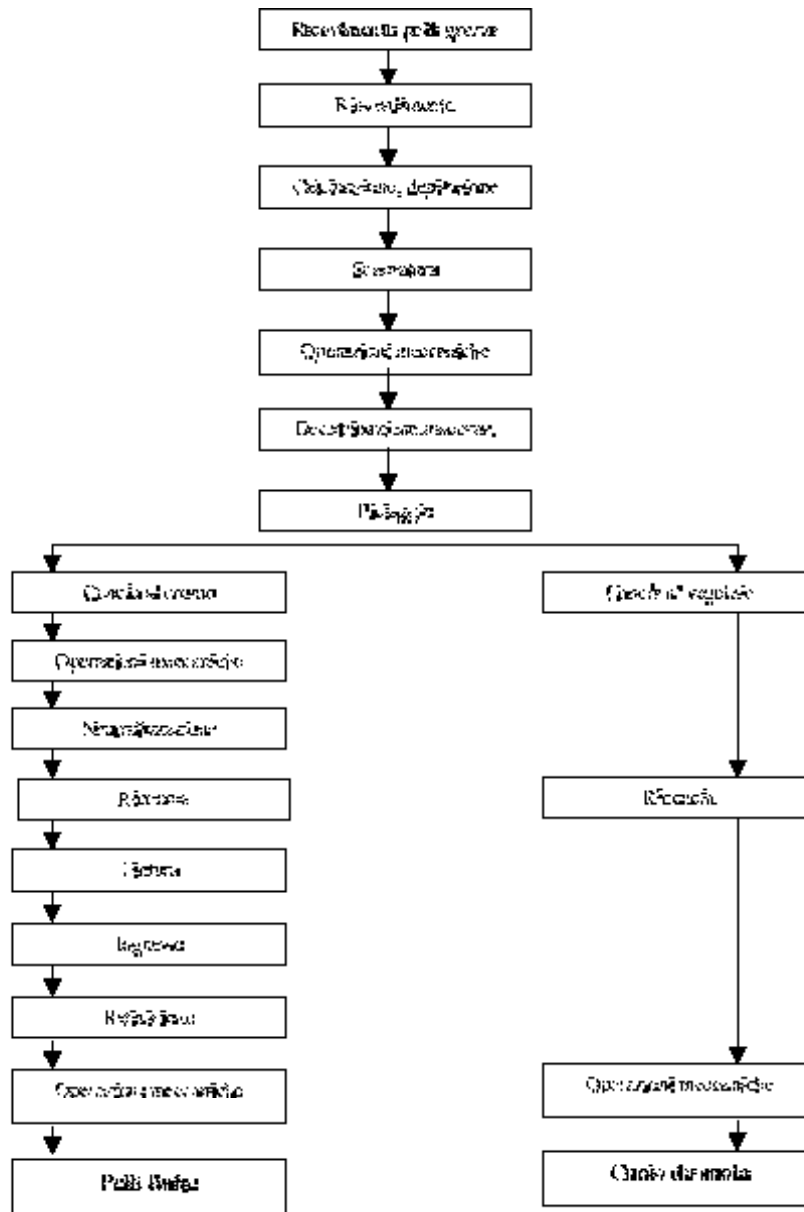
Da una analisi della letteratura di riferimento è stato possibile definire i composti rilevabili nei diversi impianti industriali.

Tabella 3.8: Composti ritrovabili nei diversi tipi di industria

Tipo di industria	H <sub>2</sub> S	O	Mercaptani	CH <sub>3</sub> SH (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S	NH <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	NO	Urea	aldeidi	Comp Fluorurati	fenoli	Idrocarburi	Comp. Clorurati	acidi	ammine
Cartiera	si		si	si	no	no	no	No	no	no	no	no	no	no	no
Raffineria	si		si	no	si	si	no	No	no	no	no	no	no	no	no
Fertilizzanti	no		no	no	si	no	si	si	si	si	no	no	no	no	no
Asfalti	no		no	no	no	si	si	No	no	no	si	si	no	no	no
Metalli fusi	no		no	no	no	no	no	No	si	no	si	no	no	no	no
Pesticidi	no		no	no	no	no	no	No	no	no	si	no	si	si	no
Vernici	no		no	no	no	no	no	No	no	no	no	si	no	no	no
Alimentare	si		si	no	si	no	no	No	si	no	no	no	no	no	si
Discariche Tratt. Rifiuti	si		si	no	si	no	no	no	no	no	no	no	no	no	si
Rendering	si		si	no	si	no	no	si	no	no	no	si	no	no	si
Trasporti	no		no	no	no	no	si	no	no	no	no	si	no	no	no

### 3.4.1 Conceria

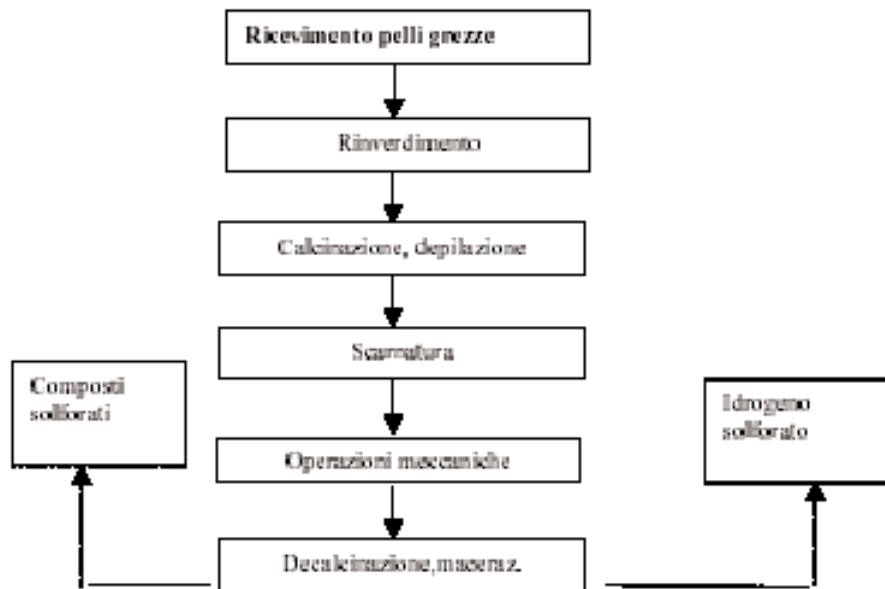
Il ciclo produttivo conciario è costituito da una serie di trattamenti chimici e meccanici che consentono di trasformare un materiale organico putrescibile, quale la pelle, in un prodotto non putrescibile destinato alla produzione di materiali per il consumatore finale. Viene di seguito riportato il ciclo produttivo conciario.



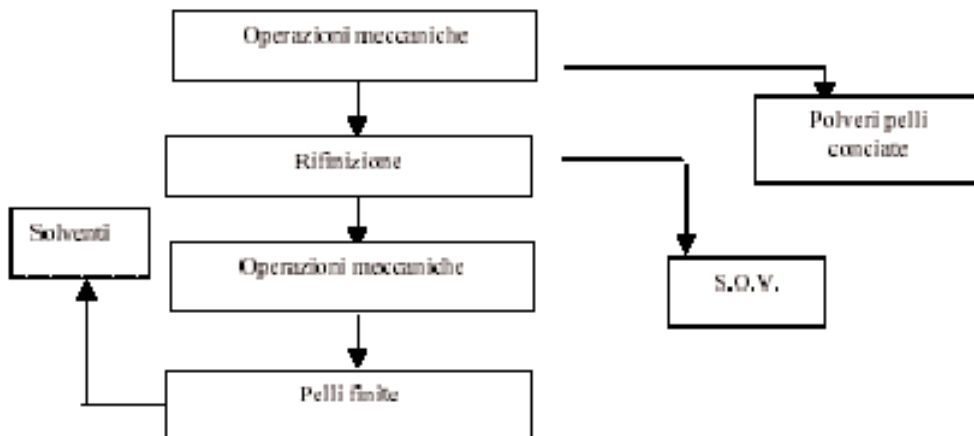
Le principali fonti di molestia olfattiva nel ciclo conciario sono:

1. i composti solforati;
2. i solventi;
3. i prodotti in uscita dal trattamento fanghi.

I composti solforati provengono dalle prime fasi del ciclo produttivo di concia definitiva *riviera*



I solventi provengono invece dalla fase di *raffinazione*



La principale fonte di solventi organici nelle industrie di trattamento del pellame è stata rappresentata negli ultimi anni dai rivestimenti (vernici, fissanti). L'inquinamento dell'aria dovuto a tali solventi è stato riconosciuto essere molto nocivo per la salute dell'uomo.

Per questi motivi tali solventi sono stati sostituiti con emulsioni a base acquosa che hanno però comportato una diminuzione della velocità di scorrimento della pelle sul rullo di concia. Per ovviare a tali difficoltà si è pensato di utilizzare agenti leganti su basi di etilammine che aumentino tale velocità.

Le etilammine sono però tossiche e cancerogene e devono perciò essere prese precauzioni nel loro utilizzo.

Tutti questi analiti si ritrovano nei gas effluenti e costituiscono così fonte di potenziale molestia olfattiva.

Ultima fonte di molestia olfattiva è rappresentata dai fanghi.

Tali fanghi contengono composti solforati, ammoniacali, clorurati.

### 3.4.2 Allevamenti zootecnici

I moderni allevamenti sono dotati di adeguati sistemi di ventilazione, naturale o artificiale, che

consentono l'evacuazione verso l'esterno di numerosi composti aeriformi che vengono liberati a seguito dei processi metabolici e dei processi di trasformazione delle emissioni. Vengono così riversati in atmosfera composti che costituiscono una fonte potenziale di rischio per l'ambiente oltre che di odori molesti per i residenti nelle immediate vicinanze degli insediamenti zootecnici.

I composti osmogeni sono in questi casi il risultato di una decomposizione batterica.

Le emissioni di odori ed altri gas potenzialmente tossici ed inquinanti in questi allevamenti derivano, infatti, sia dal metabolismo animale, che dai processi di degradazione biologica delle sostanze organiche contenute nelle deiezioni. L'odore è prodotto dall'azione batterica di demolizione dei composti in esse presenti. Gli odori sgradevoli derivano dai composti volatili derivati principalmente dai processi anaerobici.

Le sostanze osmogene che danno luogo agli odori prodotti dagli allevamenti zootecnici appartengono a diverse classi di composti chimici in particolare: acidi grassi volatili, composti dell'azoto (ammoniaca e ammine), composti dello zolfo organici ed inorganici (idrogeno solforato, dimetil solfuro, mercaptani), composti aromatici (indolo, scatolo, fenolo, p-cresolo), aldeidi (formaldeide, acetaldeide, butanale). La concentrazione rilevata nell'aria è, per la maggior parte di essi, molto bassa dell'ordine dei  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , con l'esclusione dell'ammoniaca per la quale le concentrazioni risultano dell'ordine delle unità o decine di  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Il contributo dei singoli composti al problema delle molestie olfattive dipende dalla concentrazione in allevamento, dalla loro soglia di percezione, dalla loro accettabilità (tono edonico). (Tabella 3.9).

Le fasi emissive nella produzione zootecnica sono connesse ai vari stadi e alle diverse strutture di allevamento ossia, il ricovero degli animali, lo stoccaggio delle deiezioni, lo spandimento delle deiezioni sul suolo.

Tabella 3.9: Composti e corrispondenti soglie olfattive di alcuni analiti presenti negli effluenti degli allevamenti zootecnici

soglia olfattiva ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	Composto
0,26	trimetilamina
0,12	metilamina
50	etilamina
0,6	indolo
0,35	scatolo
0,0003	metantiolo
0,043	etantiolo
0,4	acido butirrico
0,2	acido valerico
20	acido caproico
0,05	metilfenolo
0,03	acido fenilacetico

I parametri che possono influenzare la produzione di odori sgradevoli nei locali di allevamento sono riconducibili alle modalità di stabulazione, al tipo di pavimentazione, alla modalità e frequenza di allontanamento delle deiezioni, alla densità degli animali presenti che, se eccessiva, può indurre gli animali al non rispetto delle aree funzionali, alle modalità e regimi di ventilazione, alle condizioni termoigrometriche. Come per i ricoveri le emissioni di odori dagli stoccaggi sono fortemente influenzate dalle condizioni stagionali.

L'applicazione sul suolo dei reflui zootecnici è l'attività che più frequentemente può dar luogo a molestie olfattive, generalmente le più intense emissioni di odore avvengono nella fase di spandimento, ma possono durare a livelli ancora fastidiosi anche per altre 8-12 ore nella successiva fase in cui il liquame rimane sul terreno.

Il primo approccio al controllo degli odori anche nel settore zootecnico, è quello preventivo. Gli interventi gestionali, per quanto riguarda i ricoveri, sono il mantenimento di un buon livello igienico di pulizia, associato a sistemi di rimozione rapida delle deiezioni ed efficaci sistemi di ventilazione possono consentire livelli accettabili di contenimento dell'impatto olfattivo dell'allevamento. L'utilizzo di lettiera, ove il sistema di produzione lo consenta, si dimostra

generalmente efficace nella riduzione delle emissioni osmogene. Anche la riduzione della superficie fessurata nei locali di allevamento e quindi della superficie di deiezioni esposte alla volatilizzazione nelle fosse di raccolta sottostanti, risulta in una riduzione delle emissioni. Sistemi di rimozione rapida dei liquami evitano l'instaurarsi, all'interno dei locali di allevamento, di processi di degradazione anaerobica delle deiezioni che sono sicuramente responsabili nella produzione di odori sgradevoli.

I liquami prodotti in allevamento vengono stoccati in vasche o lagoni; la riduzione delle emissioni osmogene da queste strutture può essere ottenuta solo riducendo la circolazione dell'aria sulla superficie esposta, mediante diverse forme di copertura. Le soluzioni possibili vanno dal favorire la formazione di semplici croste superficiali, che in talune condizioni già si formano spontaneamente, all'utilizzare strati di copertura fatti di materiali naturali o di materiali plastici galleggianti, all'installare vere e proprie coperture solide con strutture di sostegno, in cemento o teli plastici.

Gli odori emessi nel corso dello spandimento delle deiezioni dipendono dal contatto più o meno importante che esse hanno con l'atmosfera, gli interventi possibili di prevenzione, riguardano quindi l'utilizzazione di mezzi di spandimento che non portino alla formazione di aerosol troppo fini; l'applicazione dei liquami non su tutta la superficie di spandimento, ma solo in strisce, l'interramento rapido o immediato dei liquami, l'applicazione di liquami a basso tenore di sostanza secca tali da infiltrarsi più rapidamente nel terreno.

Tra i metodi per ridurre gli odori, negli ultimi anni, hanno fatto la comparsa sul mercato internazionale decine di additivi che dovrebbero essere in grado di abbattere le emissioni odorose provenienti dai reflui. Tali prodotti, opportunamente miscelati alle deiezioni dovrebbero esplicare la loro azione inibendo, rallentando o bloccando i processi chimici, fisici e biologici responsabili delle suddette emissioni.

Le tecniche di abbattimento delle emissioni di odori applicate a valle sull'aria estratta dai ricoveri sono riconducibili essenzialmente, al trattamento biologico dell'aria mediante bioscrubber e biofiltri.

I vincoli operati che fanno ritenere tali tecniche non qualificabili tra le migliori tecnologie disponibili per la soluzione del problema sono:

- la ventilazione naturale, in molti casi, comporterebbe per l'applicazione dei biofiltri la realizzazione di costose canalizzazioni;
- in caso di ventilazione meccanica, i regimi di ventilazione variano grandemente tra estate e inverno, il che comporterebbe, sovradimensionamenti della superficie filtrante per gran parte dell'anno, con pesanti oneri economici per l'avviamento elettrico dei ventilatori;
- l'aria degli allevamenti essendo ricca di polveri richiede un trattamento di abbattimento prima di essere avviata al biofiltro (ulteriori oneri di gestione).

L'inquinamento è essenzialmente di tipo organico, quindi sufficientemente trattabile con metodologie semplici, purché correttamente gestite.

I processi biologici ben si adattano alla rimozione delle sostanze osmogene dai liquami.

Sistemi ausiliari di trattamento possono facilitare il controllo delle emissioni odorose.

I sistemi anaerobici sono efficaci nel controllo degli odori, attraverso la stabilizzazione dei reflui, quando confinati in appositi reattori.

I sistemi di trattamento aerobici possono essere impiegati per il semplice controllo degli odori, ma anche per la stabilizzazione dei liquami.

I processi anossici possono contribuire efficacemente nel controllo degli odori, ma richiedono maggiori esigenze energetiche e portano alla perdita di elementi fertilizzanti che deve essere tenuta in considerazione per l'eventuale impiego agricolo dei liquami.

Diverse ricerche hanno mostrato che una relazione stretta tra composto e odore dipende da diversi fattori tra cui la dieta dell'animale, il grado di trattamento dell'acqua usata per gli animali e comunque da tutte le variabili di manutenzione. Ad oggi dunque, l'uso di un singolo composto (per esempio ammoniaca o idrogeno solforato) come tracciante per la quantificazione dell'odore non è da consigliarsi. Alcune ricerche indicano, comunque, che un gruppo di alcuni composti potrebbe essere usato come indicatore dell'odore.



Le emissioni provenienti da tali impianti non hanno mostrato evidenti rischi per la salute umana, ma alcune ricerche suggeriscono che l'odore causato da molte sostanze possa causare alcuni problemi gastrointestinali e creare problemi a occhi, naso e testa. In effetti molti composti provenienti da tali impianti sono presenti in concentrazioni tali da causare odori sgradevoli, ma comunque, sotto i livelli di guardia considerati molto tossici per l'uomo. Vengono di seguito riportate tabelle riassuntive per le concentrazioni di ammoniaca, principale elemento inquinante negli allevamenti zootecnici.

Tabella 3.10: Concentrazioni di ammoniaca nei diversi tipi di allevamento

Allevamento	concentrazione (ppm)
bovini	7-14
suini	6 - 38
Pollastre	5 - 20
Ovaiole	5 - 53
Tacchini	8 - 60

L'ammoniaca oltre a effetti acidificanti sui suoli, di cui si accennava precedentemente, ha effetti negativi anche sull'uomo e sugli animali (a diverse concentrazioni) riportati in tabella 3.11.

Tabella 3.11: Effetti dell'ammoniaca sugli esseri viventi

ppm	Effetti
10	Deterioramento ciglia epitelio polmonare
20	Aumento casi di aerosacculite
>20	Aumento bronchiti
23 - 25	Minore crescita corporea
>30	Minore appetito
>50	Cheratocongiuntivite, malattie respiratorie
>70	Minore produzione
100	Aumento casi di cecità
200	Aumento mortalità

### 3.4.3 Attivit agro-industriali

Le sostanze chimiche che sono oggi usate nell'agricoltura sono da considerare indispensabili per il mantenimento dei livelli quantitativi e qualitativi della produzione richiesti dal mercato e per il contenimento dei costi.

La tendenza all'alimentazione più abbondante e il miglioramento dello stile di vita, sono pagate in termini di rischio di alterazione dell'ambiente.

L'agricoltura viene caratterizzata di solito come una sorgente di inquinamento tipicamente diffusa sul terreno, anche se non mancano esempi di sorgenti puntuali collegate essenzialmente allo stoccaggio e smaltimento concentrato sul suolo o dei corpi idrici di reflui di allevamenti animali.

Pesticidi quali erbicidi, insetticidi, fungicidi e nematocidi immettono composti organoclorurati e organofosforati, carbammati e triazine in atmosfera e nelle acque.

Numerosi e complessi sono i fenomeni che governano il comportamento dei pesticidi nel terreno, che riguardano la ripartizione tra le tre fasi : liquida, solida e gassosa, l'interazione con gli organismi viventi, la trasformazione in prodotti residui, la degradazione chimica e quella biologica.

#### Macelli

L'entità della macellazione giornaliera tiene costantemente presenti i seguenti parametri:

1. Potenzialità dell'impianto stabilita nell'autorizzazione sanitaria;

2. Numero di addetti disponibili;
3. Capacità delle celle frigorifere.

Il ciclo produttivo può essere schematizzato come segue:

¥ *stordimento*: per cui vengono impiegati pistole a proiettile o pinze per elettro-narcosi.

Dopo lo stordimento l'animale viene accolto nella culla e successivamente sospeso nella guida:

- ¥ *iugulazione*: vengono recisi i grossi vasi del collo dell'animale per consentire un rapido e completo dissanguamento, fondamentale ai fini della conservabilità delle carni;
- ¥ *legatura dell'esofago*: nei ruminanti l'esofago deve essere esteriorizzato e la legatura viene effettuata a livello cardiaco con un'apposita attrezzatura;
- ¥ *decorazione*;
- ¥ *distacco della mammella*: l'asportazione della mammella deve essere fatta prima della scuoiatura della carcassa senza incidere l'organo;
- ¥ *scuoimento*: deve essere praticato in bovini, solipedi ed ovicaprini e deve avere inizio dagli arti inferiori;
- ¥ *distacco della testa*: dopo la scuoiatura della testa, questa deve essere recisa dalla carcassa. Nell'apposita postazione vengono lavate le cavità buccale e nasali mediante l'uso di un'apposita cannula a getto d'acqua a pressione;
- ¥ *asportazione delle estremità degli arti inferiori*: viene praticata nei bovini, solipedi e ovicaprini dopo aver effettuato lo scuoiamento;
- ¥ *depilazione*: la tecnica tradizionale di asportazione delle setole è la flambatura. I residui carboniosi sulla superficie della carcassa vengono rimossi con un getto d'acqua e con l'ausilio di una leggera raschiatura;
- ¥ *eviscerazione*: viene effettuata dopo l'esteriorizzazione e la legatura dell'intestino retto;
- ¥ *sezionamento della carcassa*.

I problemi di odori che riguardano questo tipo di attività sono legati a effluvi provenienti da:

1. *Sangue*. Le sostanze azotate ivi presenti hanno infatti un forte odore che può essere efficacemente limitato lavorando internamente tale liquido. Nei macelli tecnologicamente ammodernati la tecnica del "coltello cavo" permette un prelievo immediato del sangue in contenitori refrigerati e un successivo trattamento dello stesso in centrifughe, separatori, essicatori. Un'alternativa alla lavorazione interna può essere quella di affidare il trattamento a terzi avendo cura che vi sia esportazione immediata del sangue dall'impianto. Il problema dell'odore proveniente da questa stessa fonte permane per il sangue che non va al coltello cavo o all'esterno del macello, ma che sgocciola e va in fognatura.
2. *Letamaie*: gli odori di questo tipo sono quelli provenienti in parte dalle lettie degli animali e per lo più dal contenuto ruminale bovino. Gli intestini degli animali possono infatti contenere vegetali in forte fermentazione acida che devono essere raccolti immediatamente in sili chiusi, pressati e portati con intervalli di tempo molto brevi agli impianti di compostaggio annessi.
3. *Fanghi*. Per evitare problemi di insorgenze di odori dai fanghi è necessaria una corretta gestione e manutenzione dell'impianto di depurazione del macello.

Distillerie

Il ciclo produttivo di una distilleria in sintesi prevede:

¥ *conferimento* della vinaccia vergine non fermentata;

- ¥ *conferimento* della vinaccia fermentata;
- ¥ *fermentazione* in silos delle vinacce vergini;
- ¥ *compattamento* delle vinacce per eliminare la presenza di ossigeno e acidificare fino a pH 3 per inibire l'insorgenza di eventuali alterazioni batteriche;
- ¥ *distillazione* viene mandata in caldaia l'acqua e la vinaccia. La miscela viene portata ad ebollizione. Il vapore che si libera porta con se le varie sostanze e si immette in una serpentina refrigerante ove, condensandosi, si trasforma in grappa;
- ¥ *de ammazione* si eliminano le impurità concentrando la fase alcolica;
- ¥ *demetilazione* si riduce la concentrazione di metanolo con opportune colonne di distillazione;
- ¥ *eventuale aromatizzazione* con spezie officinali o parti di esse;
- ¥ *essiccamento e combustione* dei residui di produzione.

I controlli tradizionali di natura chimica che vengono eseguiti su tali impianti riguardano gli ossidi di azoto, gli ossidi di zolfo, le polveri e le sostanze organiche volatili, con particolare rilevanza dell'alcool metilico ed etilico.

Questi controlli vengono eseguiti generalmente in tutte le fasi produttive con particolare attenzione a quella di essiccamento e combustione dei residui di lavorazione. È infatti in quest'ultimo passaggio che si ha maggior produzione delle sostanze sopra citate.

#### Zuccherifici

In Italia la produzione dello zucchero avviene per lavorazione della barbabietola.

I tuberi entrano negli stabilimenti produttivi mediante camion e vengono lavorati. La prima fase di lavorazione prevede una pulizia grossolana che consiste nella separazione della barbabietola dalla terra. Successivamente è previsto un lavaggio delle radici con acqua. Tale acqua viene stoccata in bacini di raccolta per poi essere successivamente mandata al depuratore.

Le radici pulite vengono tagliate in fettucce e inviate nell'apparecchiatura di estrazione solido – liquido, lo zucchero contenuto nella barbabietola passa in acqua che ha una temperatura attorno ai 70°C. Successivamente la polpa solida viene separata ed essiccata mentre la fase liquida, dopo un trattamento riduttivo per eliminare gli ultimi eventuali residui terrosi, viene passata ad un cristallizzatore ove lo zucchero viene estratto dalla fase liquida.

I punti critici per le emissioni di odori in uno zuccherificio sono:

- i bacini di stoccaggio delle acque reflue in attesa di depurazione;
- l'essiccazione delle polpe esauste;
- i camini delle carbonatazioni;
- i camini delle caldaie;
- I composti che vengono rilevati da un'analisi chimica dell'aria che possono causare problemi di odore sono i composti solforati che vengono ridotti a solfuri, aldeidi e acidi organici volatili.

#### Rendering

I grassi animali per il loro basso prezzo e l'alto potere energetico vengono sempre più utilizzati nell'alimentazione animale.

Il loro principale impiego è nell'integrazione di formule per mangimi composti aumentando il numero di calorie utili per unità di peso.

Fino a quando non si è cominciato a usare i grassi nell'alimentazione del bestiame il primo e quasi unico consumatore di grassi non commestibili per l'uomo era l'industria dei saponi. I meccanismi di trattamento del grasso per la produzione di mangimi sono molto diversi da quelli per la fabbricazione di saponi.

I primi, infatti, devono tenere conto delle proprietà nutritive e dietetiche e delle alterazioni che possono alterare la qualità del mangime prodotto o danneggiare la salute degli animali.

I grassi animali che derivano dalla fusione dei tessuti adiposi delle carcasse per essere di buona qualità devono essere:

- classificati per materia prima;
- trasportati, conservati, fusi, selezionati e filtrati con cura;
- nel caso sottoposti a trattamenti chimici speciali.

Caratteristica saliente della macellazione bovina, suina e dei polli è il rapido deterioramento che inizia a verificarsi appena dopo la macellazione e che procede in modo sempre più rapido, fino al momento della trasformazione negli stabilimenti di colatura. Il deterioramento è dovuto all'azione degli enzimi (lipasi, proteasi, etc.) e all'ossigeno dell'aria ed è fortemente accelerato dalle alte temperature della stagione estiva. La decomposizione enzimatica delle proteine e la loro ossidazione portano alla formazione di una enorme serie di diversi prodotti e tra questi quelli gassosi sono responsabili dell'odore penetrante che si avverte nella manipolazione e nella trasformazione degli scarti.

Tali inquinanti sono presenti sia nelle emissioni puntiformi provenienti dal processo lavorativo, sia nell'ambiente di lavoro come emissioni diffuse per la perdita di vapori dalle apparecchiature e dalla degradazione biologica della materia prima e dei semilavorati in deposito. Anche la depurazione biologica delle acque residue dalla condensazione delle fumane di cottura e dai lavaggi degli ambienti di lavoro, comporta la produzione di emissioni diffuse maleodoranti.

I cicli tecnologici che compongono la lavorazione di sottoprodotti di origine animale si distinguono in (figura 3.1, 3.2, 3.3):

1. lavorazione scarti di macellazione;
2. lavorazione piume;
3. lavorazione sangue.

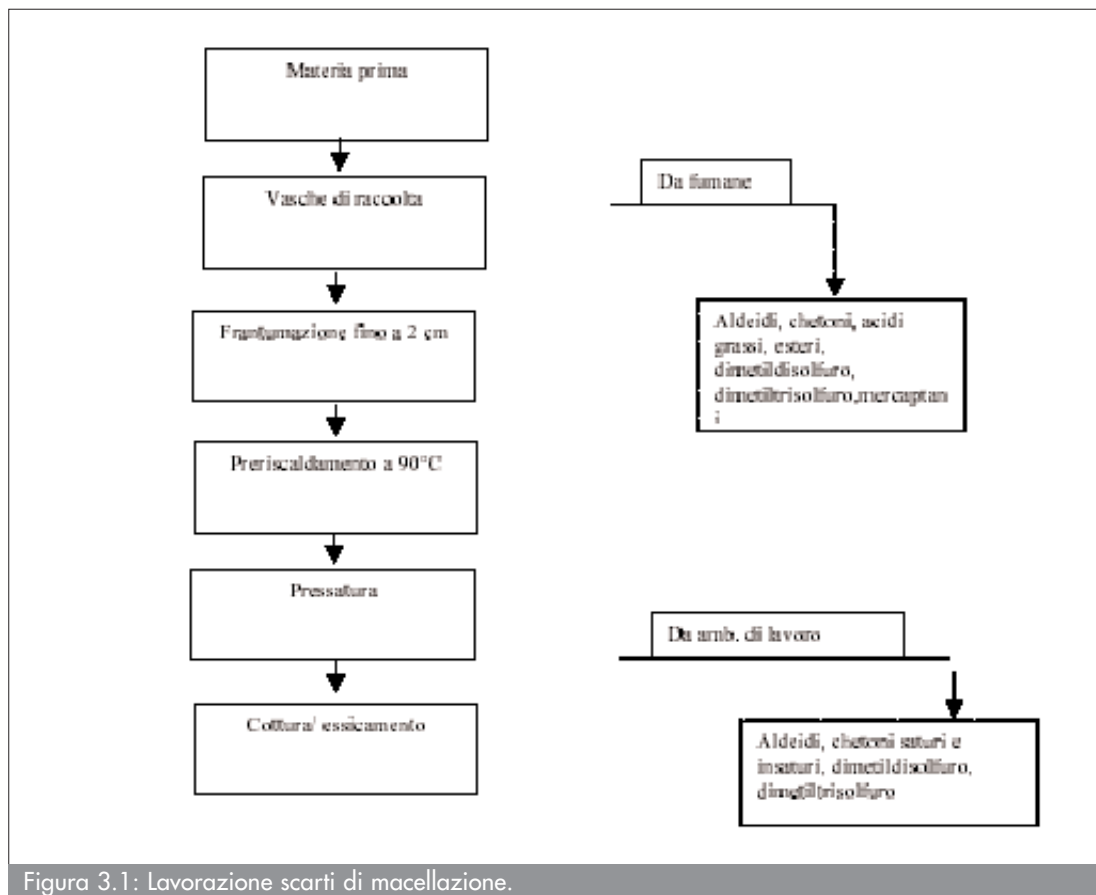


Figura 3.1: Lavorazione scarti di macellazione.

Gli inquinanti in questi flussi raggiungono concentrazioni di diverse decine di ppm che sono nettamente superiori alla concentrazione della soglia olfattiva di ogni composto.

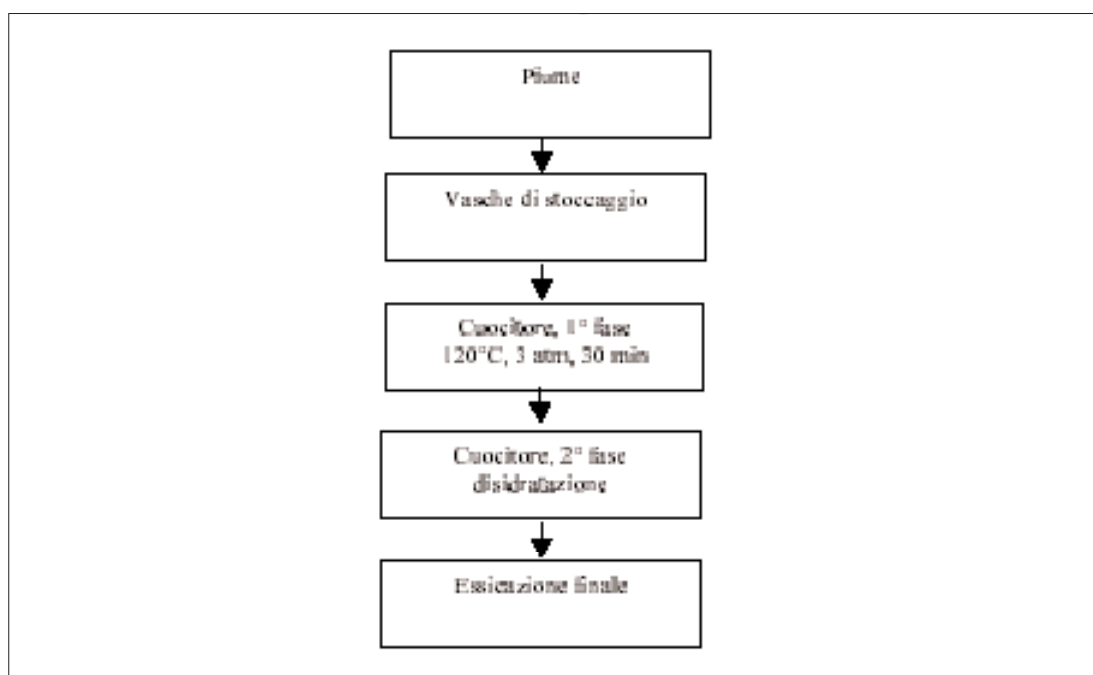


Figura 3.2: Lavorazione piume.

L'unica fase che potrebbe dare problemi di odori è quella dovuta ai nastri trasportatori che alimentano i cuocitori. In tali casi si potrebbero avere fuoriuscite di vapori in atmosfera a meno di non usare pompe di moderna concezione per evitare emissioni occasionali.

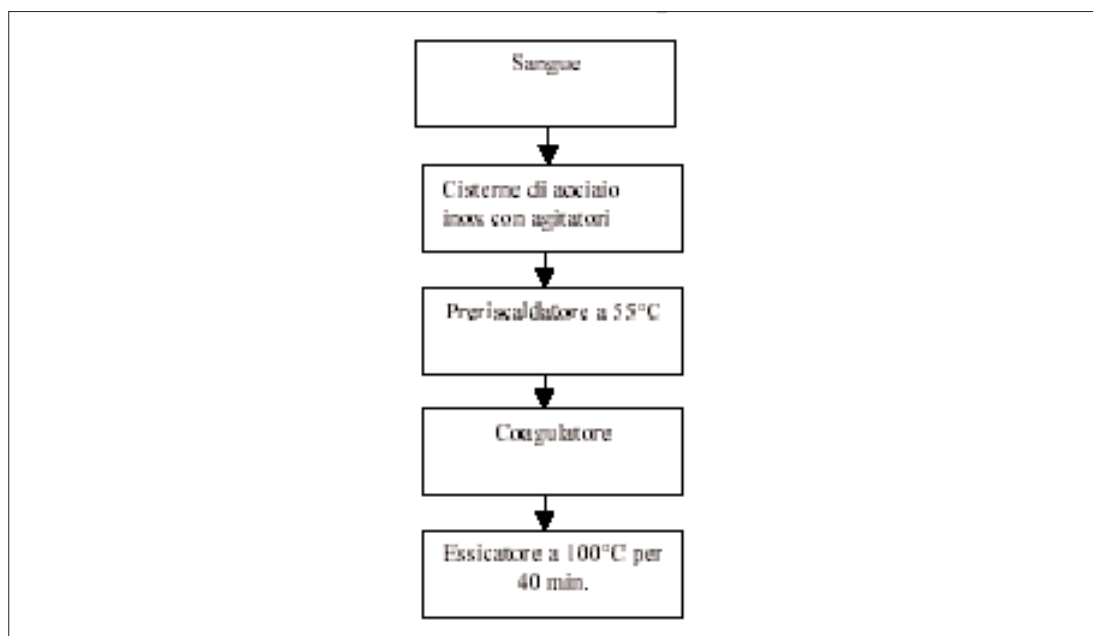


Figura 3.3: Lavorazione del sangue.

Le emissioni odorogene provenienti dalla lavorazione del sangue sono legate allo stato di conservazione della materia prima lavorata. Tale problema è dunque specifico della sola produzione di farine proteiche per alimentazione animale, caratterizzata da emissione di aldeidi, ammine, chetoni e solfuri. È possibile inoltre l'emissione di prodotti ammoniacali nella parte della lavorazione dell'emoglobina.

Gli inquinanti odorigeni provengono dalla cottura-essiccazione e dai condensatori a superficie per la condensa dei vapori provenienti dalla concentrazione del siero.

## Bibliografia

- G. Andreottola, V. Riganti, Gli odori e le sostanze odorigene. Atti del seminario "Il contenimento degli odori negli impianti di trattamento delle acque e rifiuti". Pavia, maggio 1997.
- R Serra, L. Dugnani; Qualità, effetti e misura degli odori nell'ambiente. Ingegneria ambientale, vol. 17, n. 5, maggio 1988.
- P. Pierucci, I rifiuti solidi urbani ed il loro trattamento: messa a punto di metodiche per la caratterizzazione chimico - tossicologica e la loro applicazione per una valutazione comparativa dei rifiuti. Lab. di Chimica e Tossicologia dell'Ambiente, Istituto di Ricerca Farmacologica "Mario Negri", Pubblicazione per Fondazione Lombardia per l'ambiente, 1999.
- E. Davoli, M. Giavini P. Pierucci, E. Benfenati, R. Fanelli, Emissions from MSW aerobic treatment plant: considerations from a field study with a portable GC/MS and a laboratory study. ASMS, 47th Conference of Mass Spectrometry and Allied Topics, June 1999, Dallas, Texas.
- Seminario di studio "Il contenimento degli odori negli impianti di trattamento di acque e rifiuti", Università degli Studi di Pavia, 23 maggio 1997.
- Dangerous Properties of Industrial Materials, N. Irving Sax, Fifth Edition, Van Nostrand Reinhold.
- Atti del convegno, Riciclo dei residui di conceria, Bologna 21 novembre 1991.
- Control of Odor Emissions from Animal Operations, sito internet [www. Cals.ncsu.edu/waste\\_mgt/newodor.html](http://www.Cals.ncsu.edu/waste_mgt/newodor.html).
- Adriano Zavatti, Agricoltura e Ambiente 2, Allevamento zootecnico e smaltimento dei reflui, Pitagora Editrice Bologna 1995.
- Abbattimento delle emissioni odorigene negli allevamenti zootecnici e nelle industrie connesse, Inquinamento dell'aria e tecniche di riduzione, 1995 Rubano (Pd).
- Adriano Zavatti, Agricoltura e Ambiente 1, Prodotti chimici nella pratica agricola, Pitagora Editrice Bologna 1996.
- F. Cadeddu, S. Ghisu, Autocontrollo macello pubblico, ed. sanitaria, versione HTML Cuccuru Mariano 1997.
- Sito internet [www.ismaa.it/nuova\\_pa97.htm](http://www.ismaa.it/nuova_pa97.htm) ,Storia e distillazione.
- D. Bertoni, P. Mazzali, A. Vignali, Analisi e controllo degli odori, Pitagora Editrice Bologna 1998.

## 4. Tecniche di determinazione per la rilevazione dei composti odorigeni

### 4.1 L'analisi chimica

L'analisi chimica permette di monitorare puntualmente ed eventualmente in semi-continuo le sostanze chimiche presenti negli effluenti in uscita da un impianto, ovvero attraverso il metodo analitico è possibile identificare separare e quantificare i composti che costituiscono la miscela odorosa.

Tali analisi sono di notevole interesse per verificare che le quantità di inquinanti emessi in atmosfera, siano sotto i limiti imposti dalla legge, ma non sono però in grado di determinare i problemi di molestia olfattiva che si possono avere nei pressi dell'impianto, non essendo ancora stata scoperta una correlazione precisa tra indagine chimica e indagine olfattometrica. Molto spesso infatti i composti chimici odorigeni hanno effetti mascheranti o al contrario sinergici l'uno sull'altro. Le caratteristiche di tali effetti non sono comunque note e questa limitazione costituisce la difficoltà maggiore nella correlazione indagine chimica-olfattometrica. I metodi analitici sono applicabili nei casi in cui può essere stabilita una correlazione tra la concentrazione dell'odorante e la percezione dell'odore, soprattutto nei casi in cui l'odore è riconducibile ad una o poche sostanze, come per odori derivanti da taluni cicli di lavorazione. L'analisi chimica necessita di premesse fondamentali per il riconoscimento dei composti da indagare. Deve infatti essere definito a priori quali sostanze controllare, come condurre l'analisi, (con quali adsorbenti etc) in funzione degli analiti da ricercare e fino a che livello di sensibilità arrivare con l'analisi.

Il sistema così definito non è comunque ancora esaustivo, dovendo individuare esattamente tutte le sostanze presenti nell'effluente gassoso e tutte quelle che generano molestie olfattive. Infine, occorre verificare che la tecnica utilizzata sia affidabile e rientri nei campi di sensibilità richiesti. Infatti può accadere che il campo di sensibilità dello strumento non sia sufficiente a rilevare sostanze dalla soglia olfattiva molto bassa che, anche a minime concentrazioni, producono molestia.

Il problema della misurazione dell'odore può quindi essere affrontato con due approcci diversi: quello *analitico* per identificare separare e quantificare i composti che sostituiscono la miscela odorosa, quello *sensoriale* per valutarne l'effetto utilizzando il naso come sensore. L'analisi chimica degli inquinanti organici contenuti nella corrente gassosa odorosa permette una separazione dei diversi analiti presenti nella corrente tramite l'analisi GC-FID e in alcuni casi la loro identificazione; tramite analisi GC-MS è in genere determinabile, con l'aiuto di dati di letteratura, la classe di appartenenza della sostanza odorigena analizzata.

Questo approccio si utilizza dunque per indagare quantità e tipologia di composti odorosi presenti in un'emissione, spesso anche solo in tracce.

L'analisi chimica ha esigenze differenti da quella organolettica, quindi gli analiti devono essere portati ad una concentrazione compatibile con la sensibilità degli strumenti di misura.

Nel procedimento d'analisi che segue il campionamento si possono distinguere alcuni momenti principali:

1. l'arricchimento o preconcentrazione del campione,
2. il trasferimento degli analiti intrappolati allo strumento analitico,
3. la separazione dei diversi componenti presenti,
4. l'analisi qualitativa e quantitativa degli stessi.

Il prelievo del campione viene effettuato dopo preconcentrazione mediante:

- assorbimento su reattivi chimici o soluzioni di lavaggio specifiche;

- adsorbimento su substrati solidi la cui scelta viene effettuata in funzione del tipo di composti da campionare;
- condensazione a basse temperature mediante tecniche di congelamento;
- adsorbimento a basse temperature su un substrato creando un'interfaccia gas-liquido.

In ogni caso è necessario:

- per il campionamento per adsorbimento, evitare contaminazioni e reazioni sul substrato;
- assicurare la presenza nel campione di tutti i composti, poiché non sono noti gli effetti reciproci di mascheramento e/o esaltazione;
- assicurare la non saturazione del substrato durante il prelievo e il desorbimento quantitativo dell'analita. Nel caso si verificano fenomeni di assorbimento irreversibile, è necessario quantificare anche la resa di estrazione.

La fase successiva di desorbimento può avvenire fornendo calore, utilizzando solventi oppure per strippaggio di sostanze organiche volatili (SOV), in corrente di vapore. Il primo metodo, oltre al fatto di essere rapido, ha il vantaggio di non necessitare di grandi manipolazioni del campione; non può però essere utilizzato nel caso di sostanze termolabili. Il secondo, invece, ha il vantaggio di essere maggiormente selettivo, perché si basa sull'affinità fra solvente e sostanza da estrarre.

#### *Arricchimento o preconcentrazione degli analiti*

La miscela degli inquinanti che si possono formare nel corso della degradazione microbiologica dei rifiuti organici è molto complessa. I componenti sono talvolta alcune centinaia ed hanno un ampio intervallo di punti di ebollizione. Anche le affinità per l'acqua o per mezzi idrofobi variano entro un'ampia gamma. Con queste premesse è difficile pensare di poter ottenere un grado di arricchimento uniforme per tutti gli analiti che sono presenti nella miscela. Le tecniche di arricchimento in uso si possono sostanzialmente suddividere in tecniche di *arricchimento gas - solido* e tecniche di *arricchimento gas - liquido*.

Le tecniche di *arricchimento gas - solido* utilizzano, l'intrappolamento per adsorbimento degli analiti su un materiale ad elevata area superficiale e con un'affinità per gli inquinanti superiore all'energia di evaporazione. La corrente gassosa tende infatti, a spostare la molecola condensata sull'adsorbente, se non si stabilisce un'interazione adeguata sia pure reversibile con il solido.

Sono stati studiati molti materiali per la cattura delle sostanze organiche presenti in una corrente gassosa e si possono raggruppare in tre categorie principali:

- materiali a base di *carbone*: carbone grafitato (Carbopack), carbone vegetale (charcoal, ad es. filtro Grob), setacci di carbone (Carbosieve);
- materiali *polimerici*: 2,6-difenil-p-fenilenossido (Tenax), copolimeri stirene-divinilbenzene (Porapak Q, Chromosorb 101, 102), metacrilati (Chromosorb 107), poliuretani, polisilossani (metilsiliconi, metilfenilsiliconi, metilcianopropilsiliconi, trifluoropropilsiliconi);
- *silice* ( $\text{SiO}_2$ ), *allumina* ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), *alluminosilicati* (setacci molecolari).

Nel caso dei materiali polimerici il meccanismo con il quale i composti organici vengono trattiene non è semplicemente adsorbimento. Si pensa che vi sia anche una parziale dissoluzione almeno per i composti prevalentemente idrocarburici. La silice e l'allumina sono materiali molto adatti a trattenere i composti polari, ma in presenza di umidità la loro capacità adsorbente viene rapidamente modificata a causa della loro affinità per l'acqua e il loro uso non è molto diffuso. I setacci molecolari vengono adoperati per applicazioni particolari.

In pratica i materiali che si sono dimostrati più idonei per un uso generalizzato sono quelli a base di carbone e quelli polimerici. Entrambi hanno una buona idrofobicità che consente di operare in presenza d'acqua, senza che la loro capacità adsorbente venga compromessa.



Purtroppo non hanno una affinità sufficiente a trattenere sostanze organiche a polarità elevata quali alcoli e acidi a basso peso molecolare.

I dispositivi utilizzati vengono commercializzati sotto forma di cartucce, tubi di diverse dimensioni nei quali il solido è in forma granulare di dimensioni diverse, oppure sotto forma di membrana o di fibra.

Lo scopo è quello di ottenere un volume di ritenzione adeguato per tutti i componenti della miscela, mantenendo i rapporti relativi originari.

Le tecniche di *assorbimento gas-liquido* sono poco usate su scala analitica, ma sono applicabili alle sostanze più polari e solubili in acqua. Si può pensare di adoperare un battente acquoso e di variare il pH in fase di raccolta per i composti acidi o basici.

La concentrazione può avvenire utilizzando un metodo statico come la microestrazione in fase solida (SPME) che sfrutta il raggiungimento dell'equilibrio tra analiti presenti nel gas da campionare e quelli concentrati sul solido.

Tale tecnica è un'alternativa alle tecniche tradizionali di arricchimento e trasferimento del campione nello strumento di analisi.

La tecnica dell'SPME è stata sviluppata negli ultimi 5-6 anni, come alternativa rapida ed economica ad altre tecniche di estrazione - preconcentrazione, come l'estrazione liquido-liquido, l'estrazione in fase solida, la tecnica "purge and trap". Un'ampia letteratura è ormai disponibile, ed in continuo aggiornamento.

Con l'SPME, utilizzabile sia per matrici liquide che aeriformi, gli analiti vengono preconcentrati su una fase stazionaria legata esternamente ad una sottile fibra di silice fusa, tipicamente della lunghezza di 1 cm.

La fibra è contenuta in un'apposito holder, simile ad una microsiringa, che la protegge e permette di esporla per il tempo necessario, sia durante il campionamento che per il desorbimento, nell'iniettore del gas-cromatografo. Infatti, con l'SPME la fibra stessa ha un diametro tale da poter essere inserita direttamente nella pre-colonna permettendo così il rapido desorbimento subito dopo il campionamento.

Mediante l'SPME, si elimina quindi l'uso di solventi di estrazione.

Il campionamento viene effettuato ritirando la siringa nell'ago; quest'ultimo permette quindi di bucare il setto del vial, nel caso di matrici liquide, o il contenitore specifico.

Nell'SPME non si effettua una vera e propria estrazione, ma piuttosto viene raggiunto un equilibrio tra l'analita nella matrice e l'analita sulla fase stazionaria; all'equilibrio esiste una relazione tra il numero di moli dell'analita adsorbite sulla fibra e la concentrazione di esso nella matrice:

$$N = \frac{K_f V_f C_o V_s}{K_f V_f + V_s}$$

dove

N = moli di analita assorbite dalla fibra all'equilibrio;

$K_f$  = coeff. di ripartizione fibra / campione;

$V_f$  = volume della fase stazionaria;

$C_o$  = conc. iniziale dell'analita nel campione.

Se  $V_s \gg K_f V_f$  allora  $N = K_f V_f C_o$ .

Se  $V_s \ll K_f V_f$  allora  $N = C_o V_f$ , estrazione esaustiva.

Si ha una relazione lineare tra la quantità estratta e la concentrazione iniziale dell'analita nel campione. Sono stati eseguiti studi per permettere analisi quantitative anche in condizioni di non-equilibrio.

Il coefficiente di ripartizione fibra/campione è dipendente dalla temperatura, per questo occorre fare attenzione alla costanza delle condizioni di campionamento.

I tempi di campionamento sono variabili e dipendono anche dal tipo di composti che si vogliono analizzare; per gli analiti meno affini alla fase stazionaria della fibra o di peso molecolare maggiore occorrerà un tempo di campionamento maggiore.

Per matrici acquose, con agitazione meccanica, possono bastare pochi minuti, per campionamenti statici di matrici gassose si può arrivare in teoria anche a 30 min - 1 ora; occorre però fare attenzione al rischio di saturare la fibra, falsando i risultati.

Per effettuare analisi quantitative, occorre quindi utilizzare gli standard analitici di tutti i composti da ricercare, o perlomeno alcuni per classi, come nel caso di questo lavoro. Attualmente vengono prodotte fibre per SPME con diverse fasi stazionarie; in tabella 4.1 sono riportate le caratteristiche principali.

Tabella 4.1: Caratteristiche delle fibre per SPME in commercio

Fibra	Caratteristiche
Polidimetilsilossano (PDMS) 100 $\mu\text{m}$ , 30 $\mu\text{m}$ , 7 $\mu\text{m}$	Non polare. Stabile termicamente. Polimero liquido viscoso sopra il punto di vetrificazione. Per composti apolari, volatili (100 $\mu\text{m}$ ) e semivolatili (30-7 $\mu\text{m}$ )
Poliacrilato (PA) 85 $\mu\text{m}$ PDMS / Divinilbenzene 65 $\mu\text{m}$	Polimero cristallino. Composti polari, semivolatili. Struttura parzialmente cross-linked. Composti polari e molto volatili.
Carbowax / Divinilbenzene 65 $\mu\text{m}$	Struttura parzialmente cross-linked. Composti molto polari.
Carbone 80 $\mu\text{m}$	Composti semivolatili.
Carboxen - PDMS 75 $\mu\text{m}$	Setaccio molecolare poroso. Composti volatili, solforati.
Carboxen / PDMS / Divinilbenzene 50 $\mu\text{m}$ - 30 $\mu\text{m}$	Spettro di composti molto ampio, dai polari agli apolari. Volatili e semi-volatili.

#### *Trasferimento del campione nello strumento di separazione*

Gli analiti, una volta concentrati, devono essere recuperati perché possano essere separati e identificati. Si possono seguire due vie: il desorbimento termico o l'eluizione con un solvente. Il desorbimento termico dai materiali a base di carbone non presenta problemi particolari, a parte l'impiego di temperature elevate che possono provocare alterazioni dei composti termolabili. Il desorbimento termico non è praticabile con molti materiali polimerici a causa della loro minore stabilità e, comunque, presenta il pericolo di artefatti dovuti a cessioni dal materiale stesso. Il Tenax è quello più largamente usato e per esso vi è abbondanza di dati di letteratura. In ogni caso l'analisi deve sempre essere preceduta da un "bianco" per conoscere gli eventuali contributi dovuti all'impronta del polimero.

Anche l'esposizione alla luce può causare una decomposizione parziale dell'adsorbente. Come alternativa al desorbimento termico si usa il passaggio di un solvente lungo la cartuccia contenente l'adsorbente e la soluzione recuperata viene poi sottoposta ad analisi. Ci sono alcuni problemi legati a questa operazione. Il picco del solvente copre in generale una parte del cromatogramma e può quindi interferire con l'analisi dei composti più leggeri eventualmente presenti; le quantità di impurezze che esso contiene possono essere in certi casi dello stesso ordine di grandezza di quelle dei composti da analizzare e quindi generare dei dubbi sulle attribuzioni delle identità. Per contro, se da una parte il solvente diluisce il campione, dall'altra esso consente di ripetere più volte in caso di necessità l'analisi sullo stesso campione, mentre con il desorbimento termico il campione si esaurisce in una sola introduzione. Nel caso del recupero degli analiti dopo una fase di arricchimento gas-liquido, si può procedere ad una distillazione oppure ad un'estrazione in fase liquida con un opportuno solvente.

#### *4.1.1 Le tecniche di rilevazione degli analiti*

Le tecniche attualmente più usate per la separazione di miscele organiche complesse sono quelle cromatografiche. Per i composti sufficientemente volatili la gascromatografia ha il duplice vantaggio di essere molto efficiente e di poter essere facilmente abbinata ad una tecnica di identificazione specifica qual è la spettrometria di massa. Anche l'accoppiamento alla spettroscopia infrarossa ha prodotto risultati interessanti, ma la scarsa sensibilità e alcuni problemi nell'interfacciamento tra i due strumenti non ne ha favorito la diffusione.

Ai fini della analisi qualitativa e quantitativa viene effettuata per la maggioranza dei casi l'analisi con metodi quali la spettrometria di massa che permette un'identificazione, per lo meno parziale, dei diversi analiti o delle famiglie a cui esse appartengono mediante frammentazione delle molecole. Di seguito si riporta una breve descrizione delle tecniche più utilizzate.

*Gas Cromatografia*

La gascromatografia è fra i metodi fisici di separazione e purificazione dei composti organici quello che in brevissimo tempo ha avuto lo sviluppo maggiore.

Tutti i processi cromatografici si basano sull'interazione di una fase mobile (gas o liquido) ed una fase stazionaria che può essere liquida o solida. La gascromatografia è un metodo analitico che impiega un gas come fase mobile. La bassa viscosità dei gas, permettendo un'alta velocità del flusso gassoso, consente di utilizzare colonne molto lunghe (effettuando separazioni efficaci) e di realizzare un processo cromatografico estremamente rapido.

Le colonne cromatografiche sono costituite da tubi sottili di metallo o di vetro e possono essere distinte, in funzione di come è disposta all'interno la fase stazionaria, in colonne a riempimento e colonne capillari. Nelle colonne a riempimento la fase stazionaria è adsorbita su materiale solido finemente suddiviso ad ampia superficie e scarsa attività assorbente. Le colonne capillari sono costituite da un tubo molto sottile (di diametro 4-6 mm e lunghezza 30-100m) la cui superficie interna è rivestita di una fase stazionaria.

L'enorme sviluppo che la gascromatografia ha avuto negli ultimi tre decenni è dovuto in larga misura all'introduzione delle colonne capillari e all'impiego della silice fusa come materiale delle colonne. La possibilità di ottenere un rivestimento uniforme sulle pareti interne di tubi praticamente vuoti ha consentito l'impiego di colonne lunghe diverse decine di metri con perdite di carico modeste. La flessibilità dei tubi di silice fusa ha poi permesso di superare i problemi di connessione tra strumenti non allineati.

Il processo di ripartizione che avviene lungo la colonna provoca la separazione dei componenti la miscela in singole bande di vapore che, in tempi diversi, raggiungono l'uscita della colonna. Un rivelatore fornisce al passaggio dei vari componenti un segnale di intensità proporzionale alla concentrazione di ogni singolo composto nel flusso gassoso.

Attualmente le colonne capillari sono mediamente di buona qualità e raggiungono un'efficienza tale da permettere di separare composti i cui punti di ebollizione differiscono di meno di 1°C.

In realtà l'efficienza, intesa come numero di piatti teorici (N) o come numero di separazioni (TZ), non è l'unico parametro che determina le prestazioni di una colonna gas cromatografica. Certe interazioni tra la fase stazionaria e il soluto possono infatti assumere un ruolo importante per la risoluzione di particolari miscele di analiti.

L'equazione che esprime la risoluzione in termini cromatografici è:

$$R = \frac{1}{4} \sqrt{n} \sqrt{\frac{\alpha - 1}{\alpha}} \left( \frac{k}{k+1} \right)$$

dove n è numero di piatti necessari per la separazione di due composti.

Il valore di k, rapporto di partizione, è una misura dell'abilità della colonna a trattenere un componente del campione. Esso è legato al rapporto tra il volume della fase liquida e di quella gassosa. Analisi troppo veloci non consentono un numero adeguato di scambi tra la fase gassosa e quella liquida, mentre nelle analisi troppo lente finiscono per prevalere i moti diffusivi, con conseguente deterioramento dei risultati. In entrambi i casi la colonna non verrà utilizzata al meglio della propria potenzialità. Il termine  $\alpha$  esprime la selettività della colonna, in quanto è il rapporto dei coefficienti di partizione  $K_A$  e  $K_B$  dei due soluti da separare.

Quando le tecniche di rivestimento delle colonne capillari non avevano ancora raggiunto lo stato attuale di qualità e riproducibilità, si cercava di sopperire al difetto di efficienza con la varietà dei liquidi di partizione. Si arrivò così ad un grande numero di prodotti che si cercò di classificare secondo una scala di polarità (costanti di Rohrschneider, costanti di Mc Reynolds).

La complessità della miscela di composti che interessano molti casi d'inquinamento pone sempre nuove sfide al potere risolutore delle colonne capillari. Anche se la programmazione del flusso consente ora di mantenere le condizioni migliori di efficienza al variare della temperatura, i picchi molto spesso non completamente risolti sono costituiti da più di un composto e l'abbinamento con un rivelatore specifico come lo spettrometro di massa diventa indispensabile.

### Spettrometria di massa e l'abbinamento GC-MS

La spettrometria di massa riveste un ruolo di fondamentale importanza nell'analisi di composti e nello studio della struttura di vari aggregati molecolari (macromolecole, cluster, nanoparticelle) poiché essa permette di ottenere informazioni sulla massa delle molecole in esame, sui frammenti da esse ottenibili e di risalire all'identità dei composti in esame.

La spettrometria di massa concerne l'assorbimento da parte della molecola dell'energia associata ad un fascio di elettroni: questo bombardamento produce dei frammenti carichi positivamente (ioni) che l'apparecchio separa nel senso di rapporti  $m/e$  (massa / carica) crescenti e successivamente registra su una striscia di carta fotosensibile, come picchi di intensità proporzionale alla concentrazione.

Il funzionamento di uno spettrometro è riportato nella figura seguente (Figura 4.1).

Lo spettrometro si può genericamente suddividere nelle seguenti parti principali:



Figura 4.1: Struttura di uno spettrometro di massa

- a) sistema di introduzione del campione;
- b) sorgente di ioni;
- c) analizzatore di ioni;
- d) rivelatore di ioni;
- e) amplificazione elettronica del segnale;
- f) sistema di presentazione degli spettri;
- g) sistema di pompaggio per il funzionamento sotto vuoto spinto;
- h) alimentazione elettronica e sistema di controllo da diversi parametri strumentali (GC e MS).

In un sistema GC/MS il gascromatografo funge da dispositivo specializzato d'introduzione del campione. È questo il punto più delicato che ha richiesto numerosi sforzi nell'abbinamento in quanto, i due strumenti presentano condizioni di lavoro assai diverse. Il primo lavora sotto pressione per consentire il movimento degli analiti entro la colonna gascromatografica, mentre il secondo lavora a pressione molto ridotta. Nella sorgente ionica infatti, per evitare che si abbiano reazioni molecola-ione-molecola che complicherebbero lo spettro, viene mantenuto un vuoto dell'ordine di  $10^{-2}$ . I flussi ottimali per una colonna impaccata richiederebbero una portata eccessiva non compatibile con la capacità dell'unità di pompaggio in condizioni normali, mentre la portata delle pompe da vuoto è compatibile con i flussi delle colonne capillari (2: 4 cubici al minuto).

Per le applicazioni GC-MS le sorgenti a impatto elettronico e quelle a ionizzazione chimica sono le più importanti. Gli ioni generati nella camera di ionizzazione vengono focalizzati da un sistema di lenti elettrostatiche (ion repeller e ion draw-out plate) e accelerati verso l'analizzatore di ioni, ove essi vengono separati in funzione del loro rapporto massa/carica ( $m/e$ ). Gli analizzatori più usati inizialmente erano quelli a deflessione magnetica, tuttavia essi non erano adatti alle velocità d'analisi elevate, imposte dalle colonne capillari a causa dell'esi-

stenza di fenomeni d'isteresi magnetica. L'accoppiamento GC-MS ha avuto un notevole sviluppo solo dopo la messa a punto dei filtri quadrupolari. Le aste del quadrupolo sono collegate tra loro in modo opportuno e sono alimentate contemporaneamente da una tensione alternata di radiofrequenza e da una tensione continua.

La sovrapposizione di queste due tensioni genera un campo elettrico che imprime agli ioni in movimento, traiettorie sinusoidali che faranno arrivare al rivelatore solo le particelle cariche che rientrano entro un definito campo di stabilità, mentre le particelle cariche che sono al di fuori di questo campo, andranno a sbattere contro le aste e verranno neutralizzate e aspirate dalla pompa da vuoto. Variando opportunamente il rapporto tra queste tensioni si può esplorare un intervallo di massa più o meno ampio secondo lo strumento.

Le correnti che si generano sono estremamente basse (arriva uno ione alla volta) e sono quindi difficili da misurare; per raggiungere sensibilità elevate è dunque necessario utilizzare un sistema di amplificazione molto efficiente. Questo risultato, nella maggior parte dei casi, si realizza attualmente impiegando rivelatori come moltiplicatori di elettroni (elettromoltiplicatori) o moltiplicatori di fotoni (fotomoltiplicatori). Questi hanno un fattore di moltiplicazione di  $10^7$ .

Il passaggio di ioni o di elettroni o fotoni necessita di un dinodo di conversione che precede l'amplificatore vero e proprio.

Tutto il sistema è gestito da un computer che ha delle esigenze di diverso tipo. Esso assolve essenzialmente tre funzioni diverse:

1. gestione dello spettrometro di massa;
2. acquisizione e accumulo dei dati in memoria;
3. elaborazione dei dati.

Considerando che un'analisi ambientale comporta spesso qualche centinaio di picchi cromatografici, ciascuno dei quali dura solo qualche secondo o in qualche caso frazione di secondo, e per la cui rappresentazione sono necessari alcuni campionamenti per picco, per la gestione di un sistema GC-MS è necessario disporre di un computer in grado di immagazzinare un grande numero di dati e di convertirli in forma digitale con velocità altissime (20-400 KHz). Le informazioni che si possono ottenere da uno spettro di massa sono essenzialmente due:

- il peso molecolare (in molti casi);
- un insieme di massa con varia intensità della corrente ionica che, in alcuni casi, permette di arrivare anche all'identificazione completa del composto incognito.

Il peso molecolare è dato dallo ione che si ottiene per espulsione di un solo elettrone dalla molecola. A questo risultato si arriva operando con tensioni relativamente basse (inferiori a 20 eV). Invece per la frammentazione della molecola e dei diversi frammenti, si lavora a energie più elevate (70eV). Questa maggiore energia aumenta la sensibilità dello strumento ed è sufficiente a frammentare la molecola, secondo regole imposte dalle forze di legame, tra i diversi gruppi di atomi presenti e quindi dipendenti dalla struttura stessa della molecola.

Sulla base dell'esperienza si è potuto osservare che le diverse classi chimiche possono dar luogo a diversi frammenti caratteristici che ne consentono l'identificazione in molti casi.

Uno dei punti deboli dell'analisi tramite la spettrometria di massa sta nell'incapacità di questa tecnica di distinguere tra isomeri configurazionali che danno luogo a frammentazioni molto simili, indistinguibili. Questo difetto viene in parte attenuato nel caso dell'abbinamento con la gascromatografia, perché in queste condizioni questi isomeri hanno tempi di ritenzione diversi e sono quindi distinguibili in base a questa loro proprietà.

D'altra parte se due sostanze hanno tempi di ritenzione coincidenti nelle condizioni di lavoro impiegate, ma spettri di massa diversi, è possibile ottenere una loro differenziazione tramite le informazioni fornite dalla spettrometria di massa.

Il continuo processo di innovazione tecnologica ha portato oggi ad avere diversi modelli di spettrometri di massa (macchine in grado di rivelare il rapporto carica/massa di una particella carica) ognuno con i propri vantaggi ed i propri limiti.

Vari tipi di spettrometri di massa sono stati progettati nel tempo; i due più comuni sono il quadrupolo e la trappola ionica.

#### *L'abbinamento GC-FTIR*

Le colonne capillari possono consentire anche l'accoppiamento del gascromatografo con uno spettrofotometro infrarosso del tipo a-trasformata di Fourier. La spettroscopia infrarossa è una delle tecniche di identificazione di più ampio uso in chimica organica e la sua utilità per l'identificazione di composti è ben nota. È infatti particolarmente adatta a evidenziare la presenza di gruppi funzionali nelle molecole esaminate, in quanto, gli assorbimenti di particolari gruppi di frequenze, dipendono dalla struttura della molecola in esame.

La spettrometria infrarossa è in grado di differenziare anche diversi tipi d'isomeri e può quindi avere una funzione di integrazione dei dati ricavati dallo spettro di massa.

L'abbinamento GC-FTIR è sicuramente complementare alla combinazione GC-MS per la qualità delle informazioni fornite, ma la sensibilità modesta dell'FTIR e i problemi generati dall'interfaccia (presenza di un rivestimento in oro della cella utilizzata a tubolare) hanno creato difficoltà nell'impiego di questa tecnica. Un altro problema non trascurabile è infine costituito dalla scarsità della raccolta di spettri in fase vapore disponibili in letteratura.

Inviando su una molecola radiazioni infrarosse (IR) si possono amplificare, in determinate condizioni, le naturali variazioni periodiche (oscillazioni) nelle distanze interatomiche e negli angoli di legame della molecola stessa. Il fenomeno si traduce in un assorbimento di radiazioni IR.

Lo spettro infrarosso si presenta come una sequenza di bande di assorbimento registrate in funzione della lunghezza d'onda  $\lambda$  o del numero d'onda  $K = 2\pi/\lambda$ . Nel caso di composti in fase gassosa, le bande appaiono di solito alquanto complesse perché prodotte da transizioni vibro-rotazionali della molecola.

I parametri che caratterizzano una banda di assorbimento IR sono tre: posizione, intensità e forma.

Posizione - la posizione di una banda viene indicata con la sua lunghezza d'onda massima  $\lambda_{\max}$  [ $\mu\text{m}$ ]. Essa dipende dall'energia del legame interessato, infatti maggiore è la forza del legame, più difficili saranno le oscillazioni e le vibrazioni, e quindi l'assorbimento cadrà a lunghezze d'onda minori.

Intensità - l'intensità di una banda esprime la probabilità di passare da uno stato fondamentale a uno eccitato da parte del gruppo funzionale. L'intensità dell'assorbimento dipende strettamente dalla variazione del momento dipolare: maggiore è la polarità, maggiore è l'intensità della banda. È possibile classificare le bande come forti (s-strong), medie (m-medium), deboli (w-weak).

Forma - una banda può essere classificata stretta (sharp) o larga (broad).

Lo spettro è spesso decisivo per identificare un composto e inoltre consente di stabilire con certezza se due sostanze sono identiche. Infatti l'insieme delle vibrazioni indotte dalle radiazioni IR è caratteristico di ogni molecola, la quale fornisce uno spettro suo proprio e non sovrapponibile nel suo complesso ad altri. Alcune zone dello spettro di molte molecole sono però molto simili tra loro, perché corrispondono alle vibrazioni dei gruppi funzionali.

Per quanto riguarda l'apparecchiatura utilizzata, i dispositivi strumentali per ottenere spettri nel medio e lontano IR (2.5-50  $\mu\text{m}$ ) sono sostanzialmente di due tipi: spettrofotometri a dispersione e a interferenza.

I primi si basano sul principio di disperdere le radiazioni prodotte da una adeguata sorgente e registrarne l'assorbimento da parte del campione. Il confronto con il raggio di riferimento consente poi di ottenere uno spettro IR del campione in esame. Ciò che differenzia i diversi strumenti a dispersione è proprio il metodo con cui viene realizzato il confronto fra il raggio che attraversa il campione e quello di riferimento.

Gli spettrofotometri a interferenza, invece, si basano sul principio che se due raggi di luce provenienti da una medesima sorgente vengono fatti interferire in modo opportuno, il sistema di onde che ne risulta, il cui tracciato viene detto interferogramma, contiene tutte le informazioni spettrali della radiazione di partenza. Dal punto di vista matematico, l'interferogramma rappresenta la trasformata di Fourier dello spettro di emissione della sorgente; per convertire l'interferogramma in uno spettro si esegue quindi un'antitrasformata di Fourier.

*Analisi colorimetrica*

L'analisi colorimetrica si basa sul cambiamento di colore che un sistema subisce col variare della concentrazione di uno dei suoi componenti. Il colore del sistema può essere dovuto alla natura specifica di un componente o all'aggiunta di un dato reattivo che da luogo, con il componente che si vuole determinare, ad una reazione cromatica.

La determinazione della variazione della intensità cromatica, consiste nella misura assoluta o comparativa della quantità di luce assorbita o riflessa da un mezzo liquido omogeneo (soluzione) o eterogeneo (sospensione). La luce assorbita è proporzionale, sia alla concentrazione, che alla lunghezza del campione.

Questo metodo viene utilizzato esclusivamente in fase preliminare, non è infatti sufficiente a caratterizzare l'odorante a causa di interferenze fra composti che sviluppano le stesse reazioni colorimetriche.

*Analisi potenziometrica*

La tecnica potenziometrica si basa sulla misura della differenza di potenziale, d.d.p., che si instaura fra due semicelle, elettrodi, al fine di determinare la concentrazione di un particolare elettrolita o di seguire l'andamento di una titolazione.

La strumentazione consta di un potenziometro, o meglio di un voltmetro elettronico, di un elettrodo di riferimento e infine di un elettrodo di misura. È necessario operare in assenza di un apprezzabile flusso di corrente elettrica in modo da poter misurare la d.d.p. fra i due elettrodi senza influenzarne lo stato di equilibrio.

Gli elettrodi sono collegati al potenziometro e vengono immersi nella soluzione sulla quale si effettuano le misure. L'elettrodo di riferimento è costruito in modo tale da mantenere costante il suo potenziale a una determinata temperatura, cosicché ogni variazione di potenziale del sistema sarà registrata fedelmente da parte dell'elettrodo di misura. L'elettrodo di misura deve essere selettivo nei confronti della specie in oggetto; la soluzione standard, presa come riferimento, deve avere concentrazione il più possibile simile a quella del campione, e la temperatura delle due soluzioni non deve differire più di 1-2° C.

La dipendenza del potenziale dalla concentrazione è di tipo logaritmico:  
in cui:

$$E = K + S \ln C$$

C è la concentrazione;

K è una costante che dipende dal riferimento, ed è chiamato potenziale di asimmetria perché è il potenziale che sussiste anche quando la soluzione interna e quella esterna ad un elettrodo di vetro sono perfettamente identiche. Ovviamente questo potenziale varia nel tempo in seguito all'usura della membrana;

$$S = \frac{R \cdot T}{n \cdot F}$$

R = costante dei gas 8,314 joule;

T = la temperatura 25°C o 298,15 K;

F = un Faraday, pari a 96.490 Coulomb;

n = la carica dello ione e ne conserva il segno.

Dopo aver riscritto l'equazione che lega potenziale e concentrazione in funzione del logaritmo decimale, S è calcolabile misurando i potenziali di almeno due soluzioni standard la cui concentrazione sia decupla l'una dell'altra, e calcolandone la differenza.

Dall'equazione precedente è possibile ricavare la concentrazione in funzione del potenziale:

$$C = 10^{\frac{E}{S}}$$

Scrivendo questa equazione sia per la concentrazione incognita che per quella di riferimento nota  $C_{rif}$  e dividendo membro a membro, si ottiene:

$$C = C_{rif} \cdot 10^{\frac{E - E_{rif}}{S}}$$

In questo modo, una volta note la d.d.p. e la pendenza, è calcolabile la concentrazione incognita.

Il vantaggio di questo metodo è la possibilità di analizzare un gran numero di campioni a concentrazione molto varia, senza problemi di ricalibrazione, grazie all'ampio intervallo di linearità degli elettrodi specifici. Ciò consente una notevole rapidità di lavoro. Non bisogna però sottovalutare il fatto che la precisione dipende fortemente dall'unica soluzione standard preparata.

## 4.2 L'Olfattometria

L'oggettivazione delle proprietà odorose permetterebbe di distinguere situazioni di reale molestia olfattiva da situazioni in cui un odore sgradevole, causa di lamentele, viene percepito più con l'immaginazione, che con l'olfatto.

Il problema dell'oggettivazione può essere affrontato, come precedentemente spiegato, con due approcci diversi: quello analitico, usato per indagare le quantità e la tipologia dei composti odorosi presenti in un'emissione, e quello sensoriale.

Sono essenzialmente due i metodi sensoriali per la determinazione dell'odore che utilizzano per la misura un panel di persone qualificate.

Il primo metodo prevede l'uso di giurie selezionate che vengono accompagnate in punti specifici di *immissione* precedentemente determinati.

Il nodo critico di tale metodo, oltre all'ovvia saturazione del panel a contatto per lungo tempo con aria odorigena, sta nella scelta delle zone in cui posizionare lo stesso, che deve tenere in considerazione i punti emissivi, le condizioni meteo e alcuni dati statistici riguardanti le classi di stabilità e i venti.

Tale panel deve dare un giudizio sulla percettibilità dell'odore nel punto in cui si trova. Il secondo metodo, molto più usato è denominato "olfattometria", prevede un giudizio sulla percettibilità dell'*emissione*.

Il campione odorigeno viene in questi casi collegato ad un opportuno sistema di diluizione denominato olfattometro attraverso cui il gruppo di valutatori giudica la percettibilità del campione.

Per alcuni impianti, quali quelli di compostaggio, di trattamento e selezione rifiuti urbani, trattamento acque, fanghi, risulta improponibile l'approccio analitico e ciò a causa della molteplicità dei componenti presenti nella miscela odorosa.

L'approccio sensoriale, legato all'effetto dello stimolo odoroso sull'uomo, ha trovato giustificazioni nei seguenti punti:

- sarebbe opportuno poter descrivere l'inquinamento da odore nell'aria con metodi oggettivi e con un tipo di misura riproducibile;
- la sensazione di odore può essere presente anche se la concentrazione di odorante è inferiore alla concentrazione minima rilevabile con i metodi di misura chimico-fisici;
- non è stata ancora proposta alcuna formula che possa descrivere la relazione tra concentrazione di odorante e percettibilità dell'odore. Questa correlazione può essere trovata solo empiricamente determinando la soglia di odore dei singoli componenti e ricercandone le interazioni all'interno delle miscele odoranti.



#### 4.2.1 Descrizione e potenzialità del metodo

L'olfattometria consiste nel presentare l'aria osmogena, diluita con aria deodorizzata, a un panel di persone selezionate, per registrare infine le sensazioni risultanti nell'uomo. Tale misura ha principalmente l'obiettivo di determinare la concentrazione di odoranti non noti con l'aiuto dell'olfatto umano come sensore.

Contrariamente all'analisi chimica quella olfattometrica non fornisce l'identificazione di una sostanza o di un gruppo di sostanze, ma le "unità di odore" della miscela gassosa (figura 4.2). In tale modo è dunque possibile "numerizzare" una sensazione creando così un metodo per misurare la reale molestia olfattiva (comunque del tutto soggettiva).

Tramite l'elaborazione delle risposte del panel è possibile arrivare al numero di diluizioni necessarie affinché l'odore venga percepito, giungendo al numero di unità di odore al metro cubo del campione in esame.

Come precedentemente evidenziato la sola analisi chimica non è sufficiente ad identificare la molestia olfattiva. Esistono, in questo campo, effetti sinergici e di mascheramento per cui la concentrazione di odore (O.U./m<sup>3</sup>) di una miscela di composti non è data dalla somma algebrica delle unità odorimetriche dei singoli elementi, ma da relazioni ancora poco note per essere discusse in questa sede.

Anche se ogni singola sostanza è sotto la soglia olfattiva può accadere che la miscela presenti odore avvertibile (effetto sinergico) e, allo stesso modo, può accadere che alcune sostanze presenti nella miscela sopra alla soglia olfattiva, accostate ad altri analiti, diano come risultato una miscela dall'odore non avvertibile (effetto mascherante).

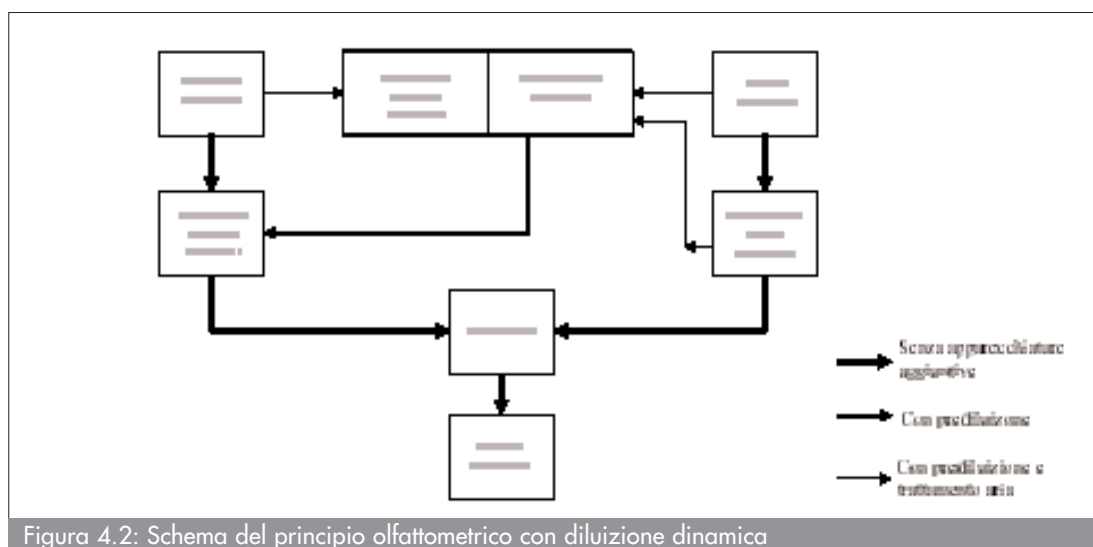


Figura 4.2: Schema del principio olfattometrico con diluizione dinamica

#### 4.2.2 Campi e problemi di applicazione del metodo olfattometrico

Il campo di applicazione del metodo olfattometrico include:

- la misura della concentrazione di sostanze pure odorose [g/m<sup>3</sup>] relativa alla soglia di percezione (da sorgenti emmissive mono-prodotto);
- la misura della concentrazione dell'odore di miscele odoranti [ou<sub>E</sub>/m<sup>3</sup>] (da impianti industriali);
- la determinazione dell'efficienza dei dispositivi a fine condotta usati per ridurre le emissioni odorose (scrubber e biofiltri).

Attraverso il metodo olfattometrico si arriva anche alla determinazione della portata delle emissioni odorose da sorgenti puntiformi (camini, bocchette del plenum) o diffuse (biofiltri e superfici estese attraverso cui fluisce il gas osmogeno) con o senza flusso verso l'esterno, includendo la prediluizione durante il campionamento. Per esempio per sorgenti acquose attraverso cui

non fluisce un vero e proprio gas odorigeno occorre usare una cappa diversa da quella usata normalmente per gli altri casi. Inoltre è possibile effettuare il campionamento degli odoranti da emissioni ad alta temperatura (fino a 200°C) e umidità (camini, aria da digestori). Il campo di applicazione non include:

- la misura di odori che possono essere rilasciati da particelle solide o da gocce di fluidi presenti nelle emissioni odorose;
- la strategia di misura da applicarsi in caso di emissioni con portata variabile;
- la misura della relazione fra lo stimolo e la risposta all'odorante al di sopra della soglia di percezione;
- la misurazione delle soglie di riconoscimento;
- la misurazione delle soglie di identificazione.

Ovviamente, oltre a questi campi in cui l'olfattometria non è applicabile tale tecnica sensoriale non è applicabile se le sostanze generatrici di odore o le sostanze in miscela con esse, possono essere pericolose o provocare problemi di salute al panel.

Può accadere infine che vengano mosse obiezioni all'applicazione del metodo olfattometrico che riguardano caratteristiche specifiche del panel. Tale gruppo di valutatori, che deve rispondere a certe caratteristiche, deve essere scelto accuratamente e testato con regolarità affinché sia sempre affidabile e dia risultati ripetibili.

I costi di un'analisi olfattometrica includono le spese sostenute dal laboratorio olfattometrico per i sopralluoghi, l'ammortamento della strumentazione necessaria per la misura, i materiali usati e il costo del panel (che è quello che più incide sul costo della misura). Per essere sufficientemente affidabile e ripetibile la misura deve essere condotta da almeno 8 panel il cui costo complessivo si aggira attorno al milione.

#### 4.2.3 Il metodo olfattometrico e gli strumenti per il suo impiego

Il metodo olfattometrico prevede:

1. il campionamento degli analiti odorigeni;
2. l'analisi in camera olfattometrica tramite l'utilizzo di un olfattometro e di un panel di persone opportunamente addestrate;
3. l'elaborazione dei risultati.

##### *Il campionamento*

I requisiti per assicurare la qualità della misura sensoriale sono per lo più rivolti a un campionamento preciso e accorto. Da esso infatti, generalmente, dipende la validità dell'intera analisi. Tale campionamento prevede anche misure accessorie che devono essere effettuate con un'opportuna strumentazione, quale pompa e cappa per il vero e proprio prelievo, sonde termoisometriche per la misura di temperatura e umidità del flusso, sonda corazzata per la misura della temperatura del letto filtrante, anemometro a ventola per la misura del flusso e manometro differenziale per la misura delle perdite di carico.

L'intera strumentazione deve essere periodicamente controllata e mantenuta in condizioni tali da evitarne il deterioramento. È necessario inoltre, che i campioni prelevati siano conservati in modo opportuno.

Il tempo di residenza del campione nel sacchetto, cioè il tempo che intercorre tra il campionamento e la misura, deve essere minimizzato (24-30 ore) e anche la temperatura deve essere controllata e mantenersi intorno a quella ambiente o comunque superiore alla temperatura di rugiada per impedirne la condensazione del campione nel sacchetto. Infine, bisogna evitare la diretta esposizione del campione alla luce, soprattutto solare, per minimizzare le reazioni fotochimiche e di diffusione.

Il campionamento e la preparazione del campione sono elementi importanti in qualsiasi metodo di misura, poiché influiscono sulla qualità e sull'affidabilità dei risultati della misura stessa. È sempre necessario prestare attenzione affinché il campione non venga contaminato e sia rappresentativo del flusso totale del gas da analizzare.

Prima del campionamento può essere utile effettuare i test preliminari per l'individuazione dei punti critici. Essi servono per trovare il tenore di polveri contenuto nel flusso odoroso, la facilità di condensazione, la sua temperatura e l'umidità relativa.

Si possono distinguere due diversi tipi di campionamento: dinamico e statico.

#### *Campionamento dinamico o olfattometria in linea*

Il flusso da analizzare, che costituisce il campione, viene trasferito direttamente dalla fonte all'olfattometro. Questi ultimi due sono infatti uniti da un collegamento a T così da poter prelevare, all'occorrenza, i necessari volumi di campione e aria. È possibile applicare questo metodo quando si è in presenza di emissioni a concentrazione costante durante il campionamento. Alcuni esempi sono i serbatoi di stoccaggio, i biofiltri e le miscele di liquidi a portata e concentrazione costanti.

Se necessario, il condotto può essere riscaldato in modo da minimizzare l'adsorbimento e la condensazione sulle pareti. L'olfattometro viene installato in una camera olfattometrica vicino alla fonte di odore, in sito o in un furgone, così da limitare le perdite di carico ed eventuali condizionamenti.

Il campione può essere convogliato all'olfattometro in diversi modi:

- se le emissioni sono già in pressione, per mantenere un flusso costante, è sufficiente un'adeguata unità di controllo;
- il campione viene movimentato grazie a una pompa posta tra la sorgente e l'olfattometro. Questa, però, rappresenta una superficie adatta alla condensazione e all'adsorbimento e dovrebbe quindi essere dotata di un dispositivo di riscaldamento nel caso in cui il calore di attrito della pompa non sia sufficiente;
- se il campione è stato prediluito si può applicare il metodo a getto di gas per cui, grazie a opportuni iniettori, il flusso d'aria neutra genera una depressione che permette l'ingresso del campione nell'olfattometro.

Qualora si evidenziasse la possibilità di precipitazioni di polveri nell'olfattometro, il campione deve essere filtrato utilizzando un filtro a fibre di vetro posto a valle della sonda di campionamento. Per evitare condensazione, il filtro deve essere riscaldato almeno fino alla temperatura del campione.

La prediluizione si rende necessaria principalmente in due casi: quando la concentrazione degli odoranti è molto elevata, oppure quando esiste la possibilità di condensa.

L'aria di diluizione può essere preparata in sito o provenire da una bombola, l'importante è che si tratti di aria neutra, secca, pulita e, se necessario, preriscaldata. La prediluizione dovrebbe essere effettuata il più vicino possibile al luogo in cui viene effettuato il campionamento.

L'aria neutra, prima di essere miscelata col campione, viene deumidificata in una trappola per vapore oppure mediante un agente essiccante, viene poi sottoposta a una purificazione spinta utilizzando carboni attivi e filtri per polveri. Se l'aria di diluizione proviene da una bombola, il campione e l'aria neutra devono essere iniettati, per la miscelazione, in una ulteriore bombola dotata di una valvola che mantenga costante la pressione. Se, invece, l'aria di diluizione è prodotta in sito allora è necessario creare una sovrappressione utilizzando una pompa a gas.

Oltre ai metodi già accennati, nel campionamento dinamico si può effettuare una prediluizione statica riempiendo il sacchetto con una quantità ben definita d'aria neutra e successivamente aggiungendo una quantità definita di campione odoroso. Noti i volumi di campione e di aria neutra, si può calcolare il numero di prediluizioni.

#### *Campionamento statico*

Il campione viene posto in un contenitore apposito che verrà collegato all'olfattometro solo in un secondo momento. Questa tecnica si applica a sorgenti la cui concentrazione di odore è variabile nel tempo. Fonti di questo tipo sono le superfici di liquidi, semiliquidi e solidi come lagune, serbatoi fissi, siti di decomposizione e discariche. Durante il campionamento bisogna evitare che si verifichino formazione di condensati e fenomeni di adsorbimento. Per questo

motivo il campionamento effettuato tramite adsorbimento su materiale solido non risulta adatto per le misure olfattometriche. L'apparecchiatura utilizzata deve essere inodore; inoltre quando il campione odoroso in esame arriva all'olfattometro, si devono considerare diversi elementi quali: l'interazione fra il campione e le superfici con esso a contatto, la condensazione dell'odorante e le reazioni tra le sostanze osmogene coinvolte. Come conseguenza di quanto detto, le superfici di contatto, le distanze e la durata del trasferimento del campione devono essere minimizzate.

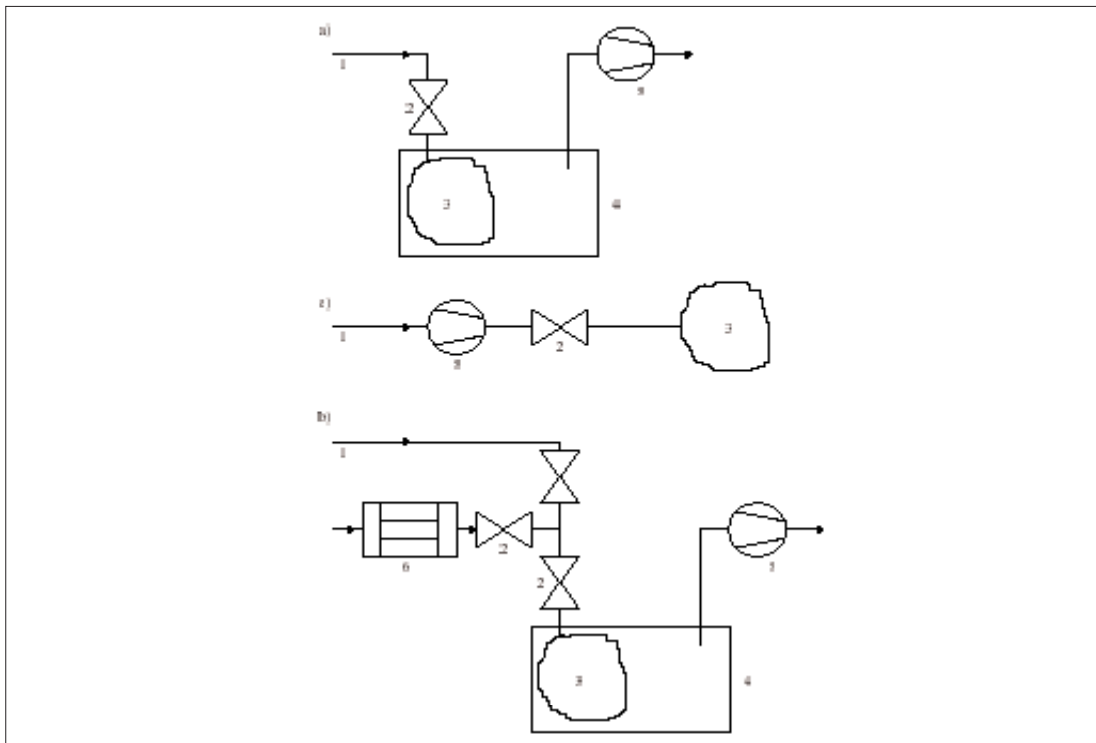


Figura 4.3: Schemi di tre possibili tipologie di campionamento statico; 1- campione odoroso; 2- valvola; 3- sacchetto; 4- supporto del sacchetto; 5- pompa; 6- filtro a carbone attivo. Riempimento del sacchetto di campionamento per mezzo di: a- aspirazione tramite pompa; b- caso precedente con possibilità di prediluzione con aria prefiltrata; c- pressione dalla pompa.

Nel campionamento statico il campione odoroso viene introdotto in un apposito contenitore. Contenitori di campionamento: i materiali dei sacchetti di raccolta devono soddisfare le seguenti caratteristiche:

- assenza di odore;
- inerzia chimica;
- bassa capacità di adsorbimento nei confronti degli odoranti;
- bassa permeabilità;
- impermeabile alla luce, se i composti da analizzare sono fotosensibili;
- sufficientemente resistente a sforzi meccanici;
- maneggiabile.

Esistono diversi materiali che soddisfano i requisiti precedenti: Teflon (FEP-copolimeri di Tetrafluoroetilene-esaffluoropropilene), Tedlar (PVF-polivinilfluoruro), Nalophan (NA-copolimeri dell'estere politereftalico).

Tedlar e Nalophan sono i materiali usati per i sacchetti di campionamento, anche se viene spesso preferito l'uso del secondo rispetto al primo per questioni di costi e di rilasci che si sono verificati in alcune partite di Tedlar. Riporteremo di seguito le principali caratteristiche del Nalophan.

Tabella 4.2: Le caratteristiche del Nalophan

T di lavoro	Da 60°C a + 220°C
Proprietà organolettiche	Inodore Insapore
Proprietà fisiche	Trasparente Lucido Impermeabile Resistente a trazione, lacerazione, urto. Saldabile

I sacchetti possono avere volumi differenti, a seconda di quanto necessario per le misure con l'olfattometro, e comunque dipendentemente dai seguenti parametri:

- concentrazione di odorante nel gas non diluito;
- portata dell'olfattometro utilizzato;
- numero dei panelist;
- numero delle sessioni di misura.

Prima di effettuare il campionamento effettivo i sacchetti vengono riempiti e svuotati più volte, affinché si raggiunga l'equilibrio adsorbimento/desorbimento sulle pareti di sacchetti, pompa e condotto: in questo modo si assicura che il campione non vari la propria concentrazione durante lo stoccaggio.

Per riempire i sacchetti possono essere impiegati due diversi metodi: con il primo, lung principle, il sacchetto di campionamento viene posto in un serbatoio rigido; l'aria viene rimossa dal serbatoio utilizzando una pompa a vuoto, la depressione nel serbatoio causa il riempimento della sacca con un volume di campione pari a quello che è stato rimosso dal serbatoio stesso. Con il secondo, pompaggio diretto, il campione viene pompato direttamente nel sacchetto. Con quest'ultimo metodo è necessario pulire l'apparecchiatura con aria neutra, per evitare contaminazioni fra due campionamenti successivi.

I sacchetti non possono essere riutilizzati, a meno che non venga prima verificata l'assenza di odore.

#### *Confronto tra i 2 tipi di campionamento*

Ipotizzando un'emissione costante, il campionamento dinamico ha il vantaggio di minimizzare i possibili cambiamenti nel campione per reazione chimica o adsorbimento, poiché fra campionamento e analisi intercorre un lasso di tempo minimo. Il campionamento dinamico non è raccomandabile quando si è in presenza di sorgenti con concentrazioni di odorante variabili; in questo caso si rende necessario il campionamento statico, che permette di determinare una media della concentrazione d'odore durante il periodo di campionamento. Questa tecnica migliora l'accuratezza delle misure ponendo i panelist nelle migliori condizioni ambientali possibili.

#### *Strategia di campionamento*

A causa della limitatezza dell'intervallo di tempo che deve intercorrere tra prelievo e analisi e della possibile saturazione del panel per un numero troppo elevato di campioni da analizzare, i prelievi da effettuare devono essere un numero limitato, ma comunque rappresentativo dell'emissione dell'impianto stesso. È fondamentale in tal senso effettuare una prima visita sul luogo per raccogliere una serie di dati:

1. è necessario innanzi tutto identificare quali sono i processi che portano alla formazione degli odori;
2. occorre poi accertare i potenziali rischi di tossicità delle emissioni, per stabilire se sia possibile effettuare le misure olfattometriche in sicurezza. La scelta dei punti di campionamento si effettua a partire dalla posizione delle fonti di emissione, dalle condizioni che possono alterare tale emissione, controllabili o incontrollate (come le variazioni atmosferiche), dalla conoscenza delle flut-

tuazioni dell'odore nel tempo (valutabili con un rivelatore in continuo come un FID che può valutare ad esempio un analita predominante come tracciante).

La procedura di campionamento varia in funzione del tipo di sorgente emissiva:  
campionamento di una sorgente puntiforme (sbocchi di condotti di ventilazione) - il punto scelto per il campionamento non deve essere influenzato da eventuali flussi d'aria esterna miselanti; perché il campione raccolto sia significativo la sonda campionatrice viene inserita attraverso il condotto di uscita;

campionamento di una sorgente non puntiforme senza flusso proprio (lagune, serbatoi, superfici e cumuli di compost) - si procede coprendo la superficie con una calotta rigida di area nota e ventilando con portata nota di aria inodore. Il campione viene raccolto allo sbocco della calotta.

Durante le misure è consigliabile verificare che l'aria erogata sia effettivamente inodore e che sia uniformemente distribuita su tutta la superficie;

campionamento di una sorgente estesa con flusso uscente (biofiltri o liquidi aerati) - per campionare questo tipo di sorgente sono applicabili due metodi: si può utilizzare una calotta di campionamento, oppure si può ricoprire tutta la superficie (se non è possibile, almeno una larga parte) con pellicole che permettano di prelevare il campione di miscela. Nel primo caso si deve discretizzare l'area per "punti di campionamento", nel secondo, invece, l'apertura nella pellicola fornisce già una miscela campione significativa.

#### 4.2.4 L'analisi con l'olfattometro in camera olfattometrica

Una volta eseguito il campionamento, statico o dinamico che sia, si passa alla successiva fase di analisi dei campioni in camera olfattometrica.

Ivi è presente un olfattometro e un panel di persone qualificate che fungono rispettivamente da strumento di diluizione del campione e giuria dell'analisi.

Per valutare la concentrazione di un odore, si possono utilizzare due diverse modalità:

metodo di scelta forzata - al panelist vengono presentate due o più porte, una sola delle quali eroga la sostanza osmogena, mentre tutte le altre forniscono aria di riferimento. Il panelist deve indicare da quale porta esce la miscela odorigena, anche in caso di incertezza; il panelist deve indicare se la scelta è stata un caso, un sospetto o una certezza, e vengono considerate VERE solo le risposte corrette date in sicurezza (Tabella 4.3).

Per valutare l'intensità e il tono edonico di un odore, esiste un unico metodo di scelta, in cui il panelist deve associare la sensazione olfattiva percepita a un numero, nel caso dell'intensità, e a un simbolo nel caso del tono edonico.

Tabella 4.3: Griglia di interpretazione per il metodo di scelta forzata

Esito della scelta	Grado di certezza	Risposta
Errato	a caso	FALSO
Corretto	a caso	FALSO
Errato	Sospetto	FALSO
Corretto	Sospetto	FALSO
Errato	Sicurezza	FALSO
Corretto	Sicurezza	VERO

metodo si/no - ai panelist viene chiesto di valutare il gas uscente da una specifica apertura e di indicare se percepiscono un odore (si/no). Gli assistenti sanno che in alcuni casi (almeno il 20%) verrà loro inviata aria di riferimento (bianco). La prova ha termine quando tutti i panelist hanno risposto SI correttamente per almeno due volte consecutive.

L'olfattometro che viene usato in questi casi di metodo si/no è principalmente un sistema di diluizione in cui un campione di aria odorosa viene diluito con aria deodorizzata. Il campione diluito, che ovviamente non deve contenere sostanze tossiche o insalubri, verrà poi sottoposto al giudizio dei panelist contemporaneamente.

L'apparecchiatura può operare con aria sintetica prelevata da bombole in acciaio, oppure uti-

lizzare aria deodorizzata; in questo caso l'aria viene pressurizzata da un compressore dotato di sistema di filtraggio con gel di silice, carboni attivi e microfiltro. Il filtro è opzionale, e può lavorare con una pressione massima di 4 bar.

Il campione d'aria viene aspirato dal sacchetto di campionamento e fatto passare attraverso unità di prediluizione e misuratori di portata: è possibile variare la portata odorigena, che viene poi accuratamente miscelata con aria inodore attraverso una pompa. Le sessioni di prova cominciano con una diluizione scelta dall'operatore, che deve essere sufficientemente elevata da assicurare che le misurazioni comincino al di sotto del valore di soglia. Se al primo passaggio di aria osmogena tre persone su quattro segnalano la presenza di odore, l'olfattometro si ferma e bisogna ripartire da una diluizione maggiore. Dopo i primi 2 giri, effettuati utilizzando aria pura, ai panelist viene sottoposta alternativamente aria pura e miscela aria-odorante da testare. Dopo ogni giro, la concentrazione della miscela viene aumentata diminuendo il tasso di diluizione.

La porta da cui esce l'aria che il panel deve giudicare è composta da un tubo e da una mascherina in acciaio inossidabile. Il tubo è regolabile secondo l'altezza del panelist, e la forma della mascherina è tale da permettere un contatto diretto fra il naso e il flusso d'aria. L'operatore deve prestare attenzione affinché non vi siano polvere o altri materiali che si introducano e vadano a danneggiare le porte di inalazione e il sistema di flusso dell'aria. Se accidentalmente qualcosa dovesse cadere nei tubi o nelle mascherine, questi possono essere rimossi e puliti con aria pura.

Esistono olfattometri di diverso tipo. Alcuni di questi hanno caratteristiche leggermente diverse da quelle precedentemente menzionate, anche se, vi sono riconducibili.

Oltre ai tasti di risposta alla sensazione odorosa esistono olfattometri (ad esempio TO7) con una serie di tasti diversi da utilizzare dipendentemente dal tipo di prova effettuata: 7 tasti gialli graduati da 0 a 6, per identificare l'intensità di odore, in una scala che va da non percepibile a estremamente forte; 9 tasti rossi da -4 a +4, per identificare il tono edonico, in una scala da estremamente sgradevole a estremamente gradevole, 1 pulsante YES per la misura della concentrazione di odore, e infine un led (Light Emitting Diode) che si illumina per confermare l'avvenuta registrazione della risposta (Figura 4.4).

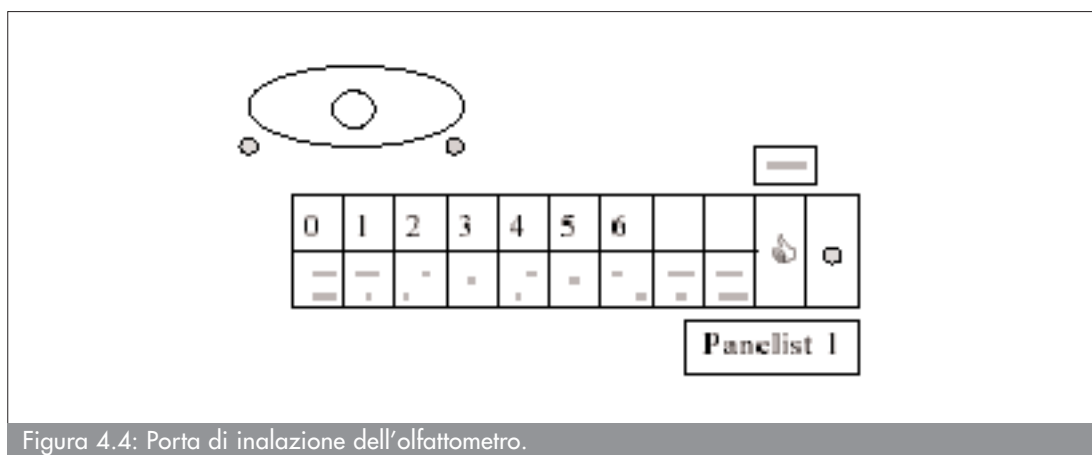


Figura 4.4: Porta di inalazione dell'olfattometro.

Le misure vengono controllate mediante un software che regola sia le sequenze di misura, che le pause per i panelist e i flussi di aria inodore per la pulizia dell'unità di diluizione.

I primi olfattometri erano di tipo statico, e dipendentemente dal tipo, effettuavano la diluizione miscelando due volumi noti di gas odorante e inodore.

Per la determinazione della soglia di odore sono necessari almeno 4 persone (se i panelist a disposizione sono solo tre, bisogna incrementare il numero delle sequenze di prova); per misurare l'intensità, il numero di panelist sale a 8, mentre per la misura della qualità edonica si utilizzano 16 panelist in quattro gruppi di quattro persone ciascuno.

Generalmente è possibile aumentare la ripetibilità dei risultati utilizzando un numero di panelist superiore a quello minimo.

Prima di cominciare la sessione di misura i nuovi panelist devono essere istruiti riguardo il

funzionamento, il metodo operativo e le scale di misura utilizzate dall'olfattometro. Affinché familiarizzino con lo strumento è utile effettuare alcune prove preliminari, i cui risultati andranno scartati.

I panelist sono tenuti a segnalare il momento in cui percepiscono un odore premendo un pulsante, che varia a seconda del tipo di misura in corso e del tipo di olfattometro usato. E' però necessario che non utilizzino alcun tipo di linguaggio corporeo (per esempio appoggiarsi allo schienale dopo una risposta affermativa), così da evitare qualsiasi influenza sugli altri membri del panel.

Ogni cinque prove, ognuna delle quali composta da tre misure, è utile interporre delle lunghe pause; non è comunque possibile portare a termine più di un numero limitato di prove per giorno, con risultati sufficientemente attendibili.

L'ambiente di lavoro in cui operano panelist e assistenti deve essere controllato per non influenzare la prova: va eliminato qualsiasi odore proveniente dall'attrezzatura o dai materiali installati (vernici, mobili, coperture). La camera deve essere ben aerata, la temperatura non deve superare i 25°C e le fluttuazioni devono essere mantenute entro i 3°C. Il locale non deve essere troppo rumoroso, né luminoso ed è comunque da evitare una diretta esposizione al sole dei panelist, in maniera da non interferire con le misure.

Prima di ogni misura, i panelist dovrebbero accertare che il gas neutro sia effettivamente inodore; in caso contrario, si renderebbe necessaria una ricerca sistematica per determinare ed eliminare la fonte dell'odore.

La camera olfattometrica deve essere ventilata per mantenere l'ambiente inodore, e per fornire aria fresca ai panelist. L'aria utilizzata per la ventilazione, prima di essere inviata nel locale, deve essere fatta passare attraverso un filtro a carboni attivi, per essere deodorizzata. La ventilazione minima per mantenere un ambiente lavorativo con un frazione in volume di CO<sub>2</sub> minore di 0,5% è pari a 4,4 m<sup>3</sup>/h per persona. Generalmente per mantenere un ambiente lavorativo confortevole, la frazione in volume di CO<sub>2</sub> deve essere inferiore allo 0,15%, ciò comporta una ventilazione di 17 m<sup>3</sup>/h per persona.

Oltre allo strumento e al locale, ove avviene l'analisi, è estremamente importante poter fare affidamento sul panel. Per questi motivi la scelta dei membri ricade su persone di giovane età e in buona salute che non soffrano di allergie, sinusiti o disturbi generici che possano compromettere la prova.

Dopo una prima selezione per controllare la sensibilità di ogni singolo membro della giuria, eseguita con solventi specifici da normativa (nella maggior parte dei casi viene utilizzato n-butanolo), le risposte di ogni individuo vengono costantemente tenute sotto stretto controllo per verificare che non escano dal range determinato dall'intero gruppo stesso. Inoltre il panelist deve rispettare alcune regole di igiene personale e alimentazione tali che la sua presenza in camera olfattometrica non influenzi la prova dei suoi compagni. Per tali motivi viene sconsigliato l'uso di profumi e deodoranti profumati o la consumazione di cibi forti o speziati prima dell'inizio della prova.

Infine il panel deve presentarsi qualche minuto prima in camera olfattometrica in modo tale da potersi adattare all'odore naturale presente nella stanza.

#### 4.2.5 *Elaborazione dei risultati*

Con l'utilizzo dell'olfattometro si perviene a una serie di dati che esprimono il numero di diluizioni necessarie affinché ogni singolo membro della giuria percepisca l'odore del campione (semplice riconoscimento).

Per ottenere le O.U./m<sup>3</sup> si rielaborano tali dati moltiplicando ogni singolo valore per il fattore di diluizione specifico per ogni tipo di olfattometro e si mediano tutti i sopracitati valori ottenendo un valor medio che rappresenta la concentrazione di odore del campione in O.U./m<sup>3</sup>.

#### 4.2.6 *Maturità della tecnica*

A differenza della consolidata analisi chimica, quella olfattometrica può avere dei problemi dovuti alla novità della metodologia. Sono infatti solo 3 i laboratori olfattometrici che in Italia fanno misure di questo tipo. Le misure effettuate sono per lo più atte al monitoraggio e al



controllo del buon funzionamento dei sistemi di abbattimento per emissioni odorose nei diversi impianti. Uno dei tre laboratori, inoltre, si sta attrezzando oggi per il funzionamento corretto e non è ancora del tutto operativo. Tali laboratori effettuano misure olfattometriche per una quarantina di impianti in tutta Italia. Non esistono norme specifiche per i laboratori olfattometrici. I principi relativi alle garanzie della qualità del laboratorio sono gli stessi a cui deve soddisfare ogni laboratorio generico. L'UNI CEI 70002 prevede i criteri generali per il funzionamento dei laboratori di prova. In tali norme europee vengono definiti i campi di applicazione, le definizioni, l'identità giuridica, i locali e le apparecchiature e infine le procedure di lavoro di un generico laboratorio. La riferibilità delle apparecchiature è prescritta dalla UNI EN 30012/1. Infatti, non poter dimostrare la riferibilità dei campioni riconosciuti e non conoscere il grado di incertezza, significa non poter confrontare le proprie misure con quelle fatte da altri in un altro luogo o tempo.

Per ogni impianto vengono solitamente monitorati i punti più significativi. Vengono dunque prelevati e analizzati gli effluenti provenienti da diversi punti dell'impianto (nelle diverse fasi di trattamento del prodotto) a monte e a valle dei sistemi di abbattimento. Mentre è ormai appurata la tecnica di prelievo da emissioni con flusso proprio (che prevede una cappa di convogliamento e una pompa per il riempimento nel sacchetto di prelievo) sono ancora in fase di studio cappe che permettano il prelievo da sorgenti senza un flusso proprio. Tali fonti possono essere costituite da sorgenti maleodoranti liquide (es. vasche di sedimentazione). Per tali prelievi occorre far fluire sulla superficie acquosa un flusso di gas neutro tale che strippi le sostanze volatili presenti sullo strato liquido. Tale flusso di campione, ovviamente diluito della quantità di aria fatta passare per strappare le sostanze volatili, viene infine convogliato in un sacchetto di campionamento e portato all'analisi olfattometrica. Per tali scopi è necessario una cappa diversa da quella usata per il prelievo da fonti con flussi propri.

Altri problemi che possono insorgere possono essere facilmente superati ponendo attenzione che i dati siano ripetibili, riproducibili e rappresentativi. Tali definizioni sono contenute nella VDI 3881 precedentemente menzionata.

Ripetibilità  $r$ : valore al di sotto del quale ci si aspetta che cada la differenza in valore assoluto tra i risultati dei test effettuati usando lo stesso metodo, su materiali di prova identici, nelle stesse condizioni (stesso operatore, stesso panel, stesso laboratorio) con il 95% di probabilità.

Riproducibilità  $R$ : valore sotto cui cade la differenza in valore assoluto tra due singoli risultati su prove effettuate con identico materiale e metodo, ma in condizioni diverse (differenti operatori).

Rappresentatività: Le principali cause di interferenza sul risultato della misura derivano da:

- il campionamento (metodo, materiali, strumentazione, preparazione, trasporto);
- l'apparecchiatura strumentale (olfattometro, progetto delle zone di contatto olfattometro/panelist, preparazione dell'aria neutra, umidificazione, riscaldamento);
- il panel (rappresentatività, metodo di presentazione dei campioni);
- la valutazione (analisi statistica della presentazione dei campioni e metodi statistici di stima, criteri alternativi).

#### 4.2.7 Riferimenti di letteratura

Nella seguente tabella vengono riportati alcuni valori di concentrazione di odore presi dalla letteratura, in riferimento a diverse tipologie di impianti.

Con i termini "a monte" e "a valle" si intendono le misure effettuate sugli effluenti gassosi provenienti dall'impianto non trattati e gli stessi dopo il passaggio attraverso un sistema di abbattimento.

Tabella 4.4: Impatto odorigeno di diversi impianti industriali

Tipo di impianto industriale	OU /m <sup>3</sup> a monte	OU /m <sup>3</sup> a valle
Produzione di sost. aromatiche dalle erbe	370	c.g.n.p.*
Essiccazione lievito di birra	100	c.g.n.p.*
Tripperia	10000	300
Produzione di guarnizioni	3500	170
Impianti di lavorazione grassi animali	22000	Da 800 a 1.000
Produzione brodo di carne	Da 68000 a 1000000	Da 6.900 a 75.000
Produzione di mangimi	Da 130 a 210	c.g.n.p.*
Produzione di gelatina	Da 400 a 700	c.g.n.p.*
Lavorazione resine	Da 6600 a 25900	< 140
Tostatura del cacao	Da 77000 a 390000	Da 50 a 760
Trattamento liquami	Da 4500 a 19600	c.g.n.p.*
Compostaggio dei fanghi	9000	1.500
Lavorazione ossa	22300	c.g.n.p.*
Impianti di compostaggio	Da 3000 a 7000	< 50
Essiccazione concime	21000	3.800
Oli lubrificanti per applicazioni tecniche	23500	200
Frantoi	2000	c.g.n.p.*
Produzione poliestere	690	80
Affumicatori (pesce)	1700	170
Mattatoio con impianti di lavorazione grassi	1900	c.g.n.p.*
Lavorazione del tabacco	220	c.g.n.p.*
Allevamento di maiali	Da 500 a 200	c.g.n.p.*
Lavorazione grassi animali	14000	c.g.n.p.*
Produzione alimenti a base di carne	20000	1.000

\*c.g.n.p.: crude gas characteristics non perceptible (caratteristiche del gas grezzo non percepibile)

Tutti gli impianti riportati differiscono tra loro:

- per il tipo di materiale filtrante (compost da rifiuti, erica, torba, corteccia), il pH (da 3,5 a 8) e il contenuto di umidità dello stesso (dal 25 al 98%);
- la portata volumetrica (da 1.000 a 12.000 m<sup>3</sup>/h) la temperatura del gas grezzo (da 4 a 40°C);
- l'area (da 10 a 1000 m<sup>2</sup>), l'altezza dello strato di riempimento ( da 0,8 a 1,6 m), il carico volumetrico sul filtro (da 35 a 600 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>h), la perdita di carico (da 1,5 a 12 hPa), la tipologia di progetto dell'impianto di biofiltrazione (filtro piano o filtro multistrato);
- le caratteristiche del gas grezzo (gas reflui da diverse produzioni);
- l'efficienza (approssimativamente dal 23 al 99%).

Altri dati di letteratura riportano le unità odorimetriche relative a scariche trattanti rifiuti urbani:

- superfici poco coperte 300- 1.000 O.U./m<sup>2</sup>h
- acque di percolazione 200- 2.000 O.U./m<sup>2</sup>h
- rifiuti freschi 5.000- 30.000 O.U./m<sup>2</sup>h

Ulteriori dati di letteratura riportano dettagli sulle emissioni odorose provenienti dagli impianti di compostaggio. Le emissioni possono provenire da diversi punti dell'impianto e dipendono fortemente dal tipo di rifiuto compostato:

- rifiuti verdi 300 – 3.000 O.U./m<sup>2</sup>h
- rifiuti urbani 800 – 10.000 O.U./m<sup>2</sup>h
- rifiuti biologici (rifiuti da cucina) 2.000 – 15.000 O.U./m<sup>2</sup>h

Altri dati di letteratura riportano i valori odorimetrici delle emissioni provenienti da un impianto di trattamento reflui e gli stessi dopo trattamenti specifici effettuati per diminuire l'impatto olfattometrico ( adsorbimento, degradazione).

Una classificazione che può essere fatta per tali emissioni è la seguente:

- classe 1: aria con basso carico di odore proveniente da edifici o da bacini di raccolta (500 O.U./m<sup>3</sup>);
- classe 2: aria con alto carico di odore proveniente dall'acqua di percolazione (5.000 O.U./m<sup>3</sup>);
- classe 3: casi speciali per processi particolari (10.000 O.U./m<sup>3</sup>).

I dati di O.U./m<sup>3</sup> non sono assolutamente esaustivi. Si è cercato semplicemente di dare gli intervalli di valori entro cui si trovano gli effluenti delle principali attività industriali. Per conoscere in modo esauriente e completo i valori di soglia di odore di tutti i composti esistenti si consiglia la consultazione di: "Odor and Taste Threshold Values Data, F.A. Fazzalari, editor ASTM".

#### 4.3 Il naso elettronico

È difficile stabilire se una miscela è olfattivamente molesta, poiché la sensazione odorosa è fortemente influenzata da caratteristiche fisiologiche e legate alla storia personale di ciascuno. Di qui nasce l'esigenza di cercare uno strumento che "riesca ad oggettivare il problema dell'odore" senza lasciarlo all'interpretazione personale.

Un apparecchio che comincia ad essere utilizzato nell'industria, soprattutto alimentare, per il monitoraggio ambientale è il naso elettronico, che ha la pretesa di riprodurre l'olfatto umano nei suoi due aspetti fondamentali di individuazione ed interpretazione dell'odore.

È costituito essenzialmente da un sistema di campionamento della sostanza da analizzare e da una matrice di sensori la cui risposta è rilevata da un'opportuna elettronica, che si interfaccia con un PC dove vengono elaborati i segnali.

Il termine "naso elettronico" (EN Electronic Nose) è usato in un senso stretto per la misura di miscele di gas complesse quali sono i vapori emessi da alimenti (il vapore emesso dal caffè contiene più di 700 sostanze). In questo caso non è possibile determinare e quantificare singoli componenti, al contrario una caratteristica globale, la cosiddetta impronta digitale (fingerprint), viene estratta da ogni campione.

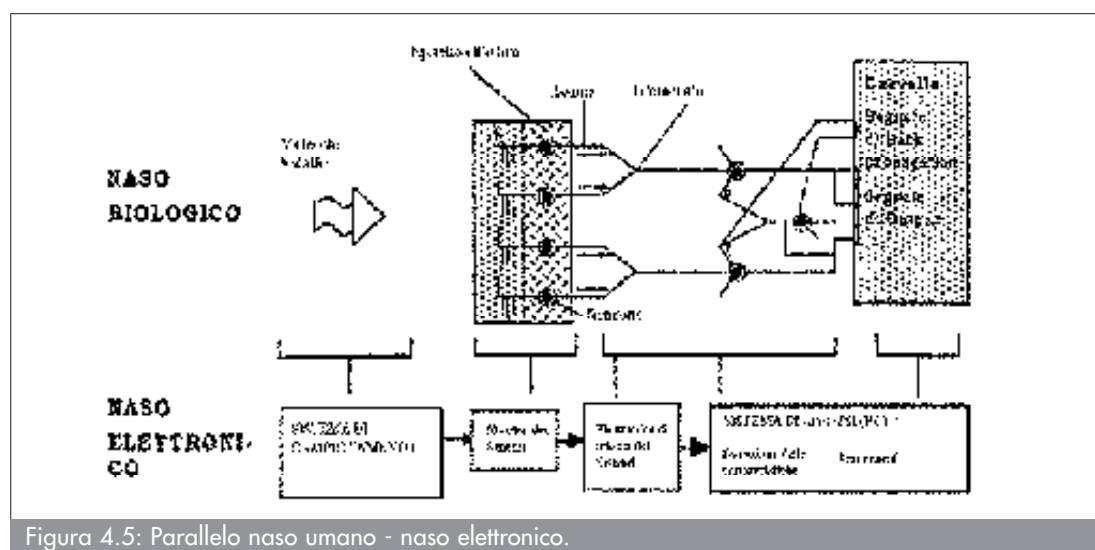


Figura 4.5: Parallelo naso umano - naso elettronico.

Il meccanismo di riconoscimento di un odore nel naso elettronico può essere suddiviso in quattro fasi, le stesse che si riproducono nel sistema olfattivo biologico (Figura 4.5):

- le cavità nasali hanno un equivalente nel naso elettronico nel sistema di campionamento dei gas;
- il rilevamento dell'odore corrisponde alla lettura dei segnali provenienti dalla matrice di sensori;
- il trasferimento dei segnali neurali al centro olfattivo, equivale all'elettronica di interfaccia con il PC;
- il riconoscimento e l'interpretazione dell'odore, equivale all'analisi del segnale con tecniche di pattern recognition, come quelle basate su reti neurali (ANN, Artificial neural network).

Il naso elettronico, una volta addestrato, può eseguire l'analisi sensoriale nei controlli di routine, fornendo un giudizio oggettivo dell'odore monitorato.

I principali settori dove i nasi elettronici hanno trovato un'applicazione sono: il campo alimentare (es. classificazioni di diversi oli, al fine di rilevare frodi come la presenza di olio di bassa qualità in miscele), il controllo ambientale per il rilevamento di inquinanti nell'aria (es. realizzazione di centraline per il monitoraggio di nuova concezione) e ultimamente in campo medico, come strumento per la diagnosi di malattie (per es. per l'analisi del fiato al fine di diagnosticare il tumore ai polmoni).

Le caratteristiche fondamentali del naso elettronico rispetto ai sistemi tradizionali (ad es. gascromatografi) sono la semplicità (ad es. per l'assenza di complicati pre-trattamenti del campione) e la velocità della valutazione una volta determinato un database di confronto e un monitoraggio in continuo.

Il concetto di EN, come un sistema intelligente di matrice di sensori chimici per la classificazione degli odori, emerse realmente, come conseguenza delle pubblicazioni da parte di Persaud e Dodd (1982) e di Ikegami e Kaneyasu (1985). Lo sviluppo dell'elettronica, dei sensori e dei computer crearono i presupposti affinché l'EN potesse diventare una realtà.

Il termine "naso elettronico" apparve in letteratura alla fine degli anni '80.

Ad oggi esistono sul mercato circa una decina di produttori di EN commerciali, anche se nessuno di questi è riuscito finora a vendere grandi quantità di strumenti. La letteratura cresce con continuità: il primo libro dedicato all'EN è apparso nel 1999 (Gardner e Bartlett 1999).

#### 4.3.1 Il funzionamento del naso elettronico

Il cuore dell'EN è costituito dai sensori che possono essere di tipo diverso. Il loro funzionamento è sintetizzato in figura 4.6. Le molecole interagiscono con lo strato sensibile che di conseguenza cambia le sue proprietà fisiche; la variazione della quantità fisica, che caratterizza l'elemento sensibile, viene poi tradotta (trasformata) in un segnale elettrico. Nel seguito, a meno di precisazioni, si farà riferimento ai sensori utilizzati nella ricerca condotta dall'APAT in collaborazione con l'Università di Brescia. I sensori utilizzati sono di tipo resistivo la quantità fisica che varia a causa dell'interazione gas-superficie è la densità di elettroni nella banda di conduzione e quindi la resistenza elettrica.

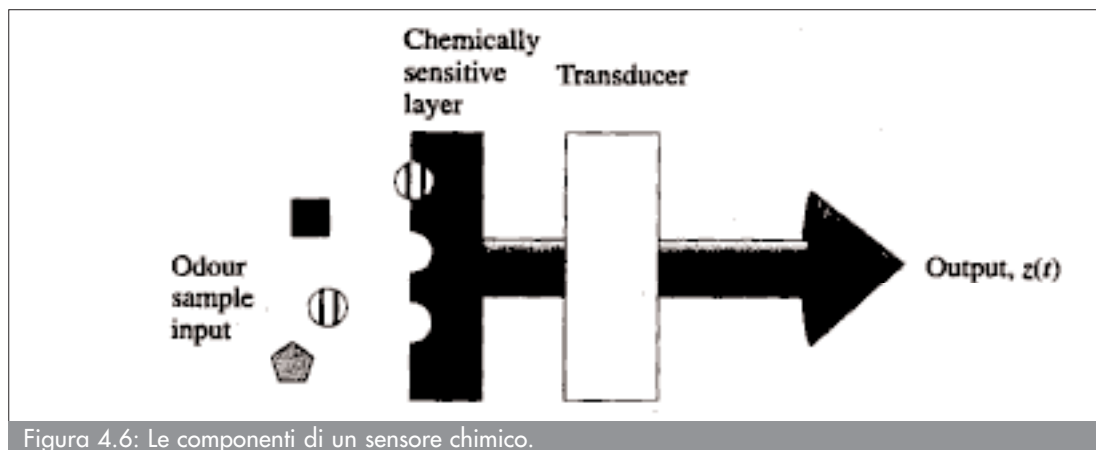


Figura 4.6: Le componenti di un sensore chimico.

Una misura consiste nella lettura del segnale elettrico proveniente dal sensore quando questo viene sottoposto al ciclo aria-miscela-aria (Figura 4.7).

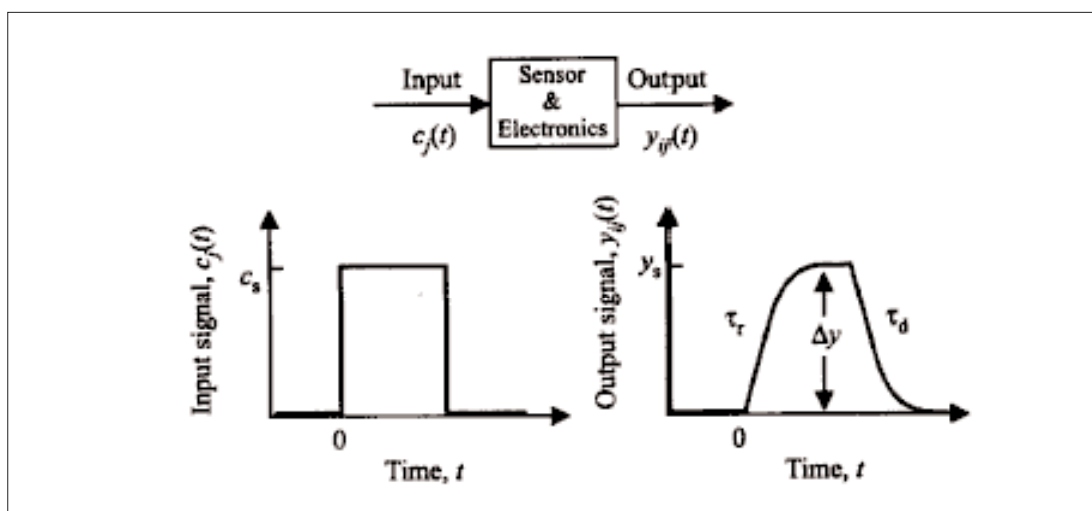


Figura 4.7: Il funzionamento di un sensore.

Sono riportate in figura 4.8, come esempio, delle curve di risposta di un sensore per tre tipi di latte sottoposti a diversi trattamenti termici. I sensori non sono selettivi, al contrario, lo spettro di risposta dei sensori chimici è piuttosto ampio. Si usano quindi matrici di sensori diversi (di solito 5-30 sensori) insieme ad algoritmi di analisi dati per differenziare le sostanze. Resta vero che maggiore è la differenza fra le risposte dei singoli sensori alle varie sostanze – cioè più i sensori sono indipendenti (o “ortogonali” se si pensa alle risposte dei sensori ai singoli odori come base di uno spazio vettoriale) – più facile è la distinzione. Per questo ultimamente si stanno sviluppando EN con matrici di sensori ibride (diverse classi di sensori).

In quanto alla scelta dei sensori, nel caso in cui si sappia (ad esempio si sia determinato con GC-MS) che un determinato componente permette di discriminare fra le classi, si possono testare i sensori verso quel componente (usando una bombola certificata). In generale, a meno di disporre di una libreria molto ampia di sensori fra cui scegliere, si utilizzano tutti i sensori di tipo diverso a disposizione.

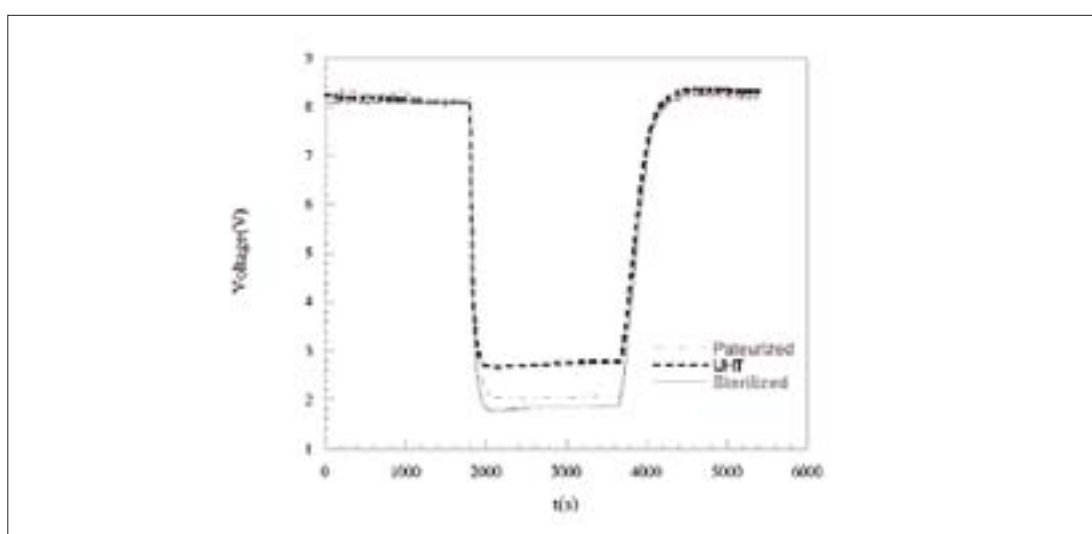


Figura 4.8: Curve di risposta di un sensore al vapore prodotto dal latte sottoposto a tre diversi trattamenti termici.

Dalle curve di risposta si ricavano le caratteristiche salienti (ai fini della classificazione)\quan-

tificazione) o attributi, (features). Per sensori resistivi spesso si considera il rapporto fra resistenza in aria  $y_0$  (la cosiddetta linea di base) e il valore della resistenza a regime  $y_i$  (sottointeso in presenza della miscela da analizzare). Questo vuol dire che dati  $M$  sensori lo spazio delle misure è  $M$ -dimensionale.

Normalmente si collezionano diverse repliche per ogni singolo odore, ad esempio si preparano e misurano diverse boccette campioni con lo stesso tipo di latte, in modo da avere un insieme di dati rappresentativi della possibile (e difficilmente controllabile) variazione delle condizioni sperimentali e/o dei sensori. I dati si ordinano in matrici  $N \times M$  dove  $N$  è il numero totale di misure e  $M$  è il numero di attributi (cioè la dimensione del vettore delle features, altrimenti detto pattern).

È compito dell'analisi dati ricavare, da un insieme di misure di calibrazione o apprendimento o training, la relazione fra pattern e classe di appartenenza (o concentrazioni dei componenti nel caso di quantificazione). Per esempio, nel caso più semplice di due classi (olio buono \sofisticato) si tratta di determinare, a partire da misure per le quali si conosce la classe vera, la superficie di separazione fra le due classi (figura 4.9 un caso di spazio delle misure bidimensionale, dove la separazione è data da una retta; se si decide di usare solo rette come confine fra le classi, la fase di apprendimento porta alla determinazione dei due coefficienti che individuano la retta ottima. In fase di predizione, ai punti che cadono da una parte della retta si assegna l'etichetta 0 (poniamo essere olio buono), a quelli che cadono dall'altra parte l'etichetta 1 (poniamo essere olio sofisticato)). Talvolta si dice che la fase di apprendimento consiste nella creazione di un database con cui poi confrontare le misure dell'EN durante il normale utilizzo. La bontà dell'apprendimento, e di tutto lo strumento naso elettronico, deve essere poi giudicata su un insieme di misure indipendenti (test set): l'EN è tanto migliore quanto più le predizioni (classe dell'odore o concentrazione) date dal naso sono simili ai valori veri. Nel caso di uscite continue (concentrazioni) si valuta la prestazione considerando l'errore quadratico medio, nel caso di classificazione la percentuale di patterns misclassificati.

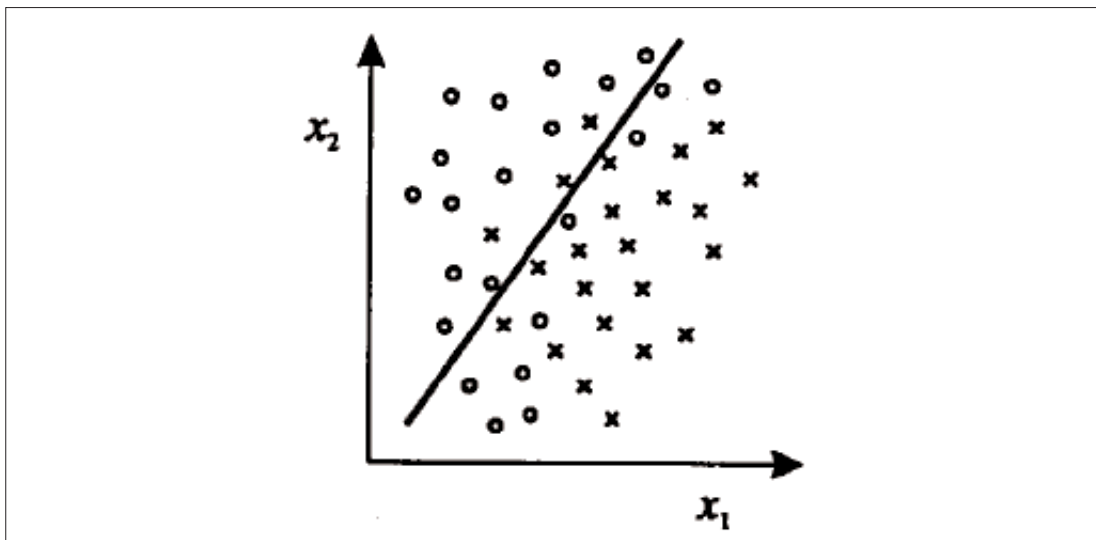


Figura 4.9: Separazione fra due classi (cluster).

#### 4.3.2 I componenti del naso elettronico

Il NE consiste essenzialmente di un sistema di campionamento della frazione volatile, una matrice di sensori, elettronica di lettura, controllo e condizionamento del segnale e software di analisi dati.

##### Campionamento

Il tipo di campionamento della frazione volatile dipende dall'applicazione. Nel caso si disponga di un campione in fase solida o liquida i cui vapori si vogliono analizzare (es. alimenti, imballaggi etc.) è usuale ricorrere al cosiddetto spazio di test statico (Figura 4.10). In

questo caso si pone il campione in un piccolo contenitore sigillabile (vial), eventualmente lo si scalda affinché emetta più gas, si aspetta il raggiungimento dell'equilibrio e si preleva una frazione della fase gassosa (lo spazio di testa) con una siringa. Lo spazio di testa viene poi iniettato nel flusso di aria a umidità costante che fluisce nella camera contenente i sensori.

Un'altra metodologia di campionamento è quella di tipo dinamico in cui il flusso di aria (o gas inerte) passa direttamente attraverso il vial prima di andare in camera (Figura 4.11).

Per le misure di miscele semplici, si usano impianti da laboratorio che permettono di esporre i sensori a concentrazioni predefinite di gas provenienti da bombole certificate. Questi impianti servono sia per la caratterizzazione standard dei sensori (con gas riducenti come CO od ossidanti come NO<sub>2</sub>), sia per la simulazione di particolari condizioni ambientali. Ad esempio, nel caso delle prove condotte presso gli impianti di smaltimento rifiuti, prima di fare prove sul campo, si è provveduto a testare la risposta dei sensori con concentrazioni predefinite di gas tipicamente presenti nell'impianto (paragrafo 5.2).

A prescindere dal sistema di campionamento, è di importanza fondamentale per la riproducibilità delle misure seguire un protocollo definito. Di questo protocollo fanno parte fra l'altro: il trattamento del campione (ad esempio la temperatura a cui si riscalda il campione, lo stato fisico in cui lo si mette dentro il vial in grani o macinato), la portata e l'umidità del flusso d'aria, la temperatura di lavoro dei sensori. Come sempre nel lavoro sperimentale, questi parametri si regolano in base all'esperienza dello sperimentatore, oppure facendo delle prove mirate volte all'ottimizzazione del protocollo. Inoltre l'automazione della misura ne aumenta la riproducibilità.

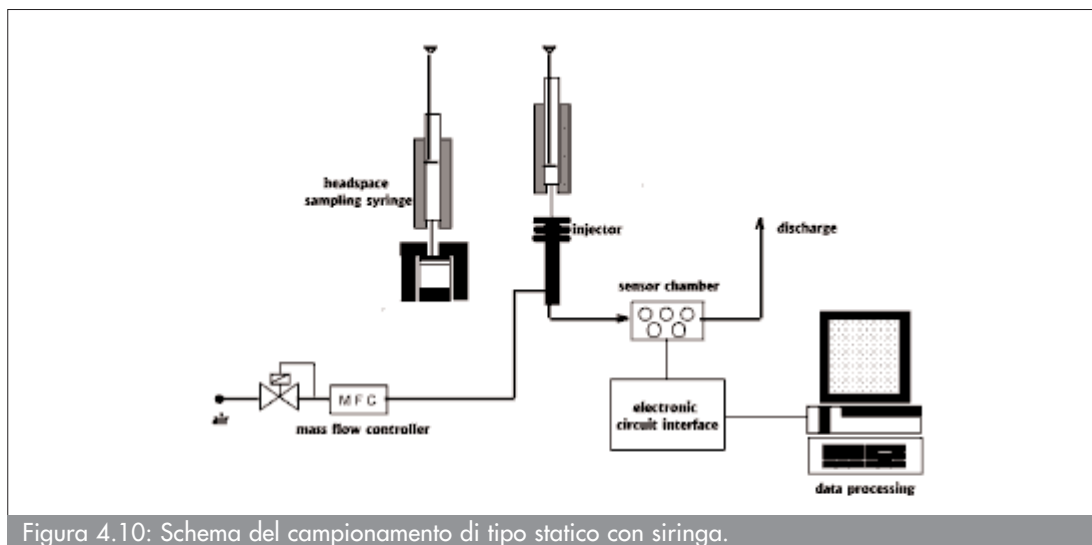


Figura 4.10: Schema del campionamento di tipo statico con siringa.

### Sensori

La rivelazione dei gas può essere effettuata mediante un vasto insieme di principi fisici, chimici, elettrochimici ed ottici. Abbiamo riportato in tabella 4.6 alcune informazioni schematiche sui differenti tipi di sensori di gas attualmente esistenti.

Alcuni dispositivi, come i gascromatografi, hanno una grande affidabilità per la rivelazione dei gas; tuttavia essi presentano anche un elevato costo finale e richiedono operazioni di "off-line" quali calibrazione e manutenzione.

Per altri trasduttori, basati sulla tecnologia dell'infrarosso, esistono inoltre altri inconvenienti, quali il limitato intervallo di misura nella regione di pochi ppm.

Se escludiamo questi dispositivi grandi e complessi dalla nostra attenzione, rimangono diversi tipi di sensori che sono attualmente disponibili sul mercato ed altri sono attualmente in fase di sviluppo in molti laboratori.

In generale, l'attività di ricerca è rivolta a migliorare le caratteristiche dei sensori attualmente disponibili piuttosto che a considerare nuovi principi di rivelazione.

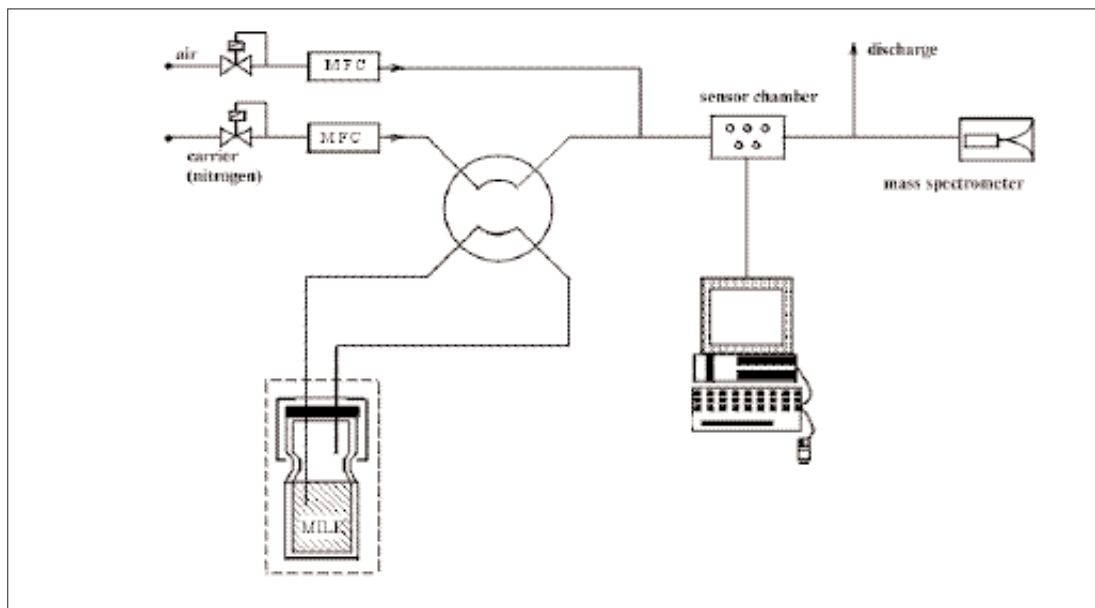


Figura 4.11: Schema del campionamento di tipo dinamico.

Infatti, il sensore ideale dovrebbe presentare:

- elevata sensibilità verso i composti chimici;
- elevata selettività (bassa interferenza) e stabilità;
- bassa sensibilità all'umidità ed alla temperatura;
- alta riproducibilità ed affidabilità;
- tempi di reazione e di ritorno brevi;
- robustezza, durata, facilità di calibrazione;
- piccole dimensioni.

Attualmente, il mercato è dominato dai sensori di gas a base di ossidi metallici semiconduttori, noti più semplicemente come sensori di gas a semiconduttore; ciò è dovuto al basso costo, ma esiste una grande varietà di dispositivi che soddisfa alcune delle principali caratteristiche del sensore di gas ideale; nel seguito presenteremo alcune caratteristiche dei sensori basati sulla variazione del potenziale elettrostatico MOSFET, dei sensori piezoelettrici e dei sensori a base di polimeri conduttori.

#### Sensori MOSFET

I sensori MOSFET si basano su una variazione del potenziale elettrostatico, il più importante di questi dispositivi è il PdMOS, un sensore di idrogeno descritto da Lundstrom per la prima volta nel 1975. La struttura del sensore MOSFET è analoga a quella del transistor MOSFET: esistono tre contatti due dei quali (Source e Drain) permettono il passaggio dei portatori di carica mentre il terzo (Gate) regola il flusso della corrente all'interno del transistor. La struttura MOS è formata da uno strato semiconduttore di silicio, da uno strato isolante di ossido di silicio e da un metallo catalitico (Pt, Pd, Ir o Rh) come gate.

Il gate può essere costituito sia da un film denso e spesso di metallo (100-200nm) oppure da un film sottile e poroso (6-20nm). La sensibilità e la selettività dei sensori MOSFET può essere influenzata dalla temperatura operativa (50-200°C) e dalla composizione e microstruttura del gate metallico.

I sensori MOSFET hanno una sensibilità relativamente bassa all'umidità, anche se sarebbe auspicabile ottenere una maggiore riproducibilità.

#### Sensori a cristalli piezoelettrici

I sensori a cristalli piezoelettrici sono costituiti da dischi di quarzo, niobato di litio (LiNbO<sub>3</sub>) oppure tantalato di litio (LiTaO<sub>3</sub>) ricoperto di materiali stabili dal punto di vista chimico e ter-



Tabella 4.5: Alcune informazioni sui diversi tipi di sensori di gas attualmente in studio

Tipo di sensore	Variabile considerata	Principio di rivelazione
Sensore a semiconduttore Sensore polimero semiconduttore	$\sigma = f(p_i)$	Variazione della concentrazione dei portatori liberi nel materiale conduttore
Sensore capacitivo	$C = f(p_i)$	Variazione della polarizzazione delle cariche fisse nel materiale isolante
Sensore a FET, MOSFET	$\Delta V = f(p_i)$ $I_d = f(p_i)$ $\Delta \varphi = f(p_i)$	Controllo della distribuzione di carica all'interfaccia isolante-semiconduttore
Sensore a variazione di massa, Microbilancia al quarzo (QMB), Onde acustiche superficiali (SAW)	$\Delta f = -f_0 \Delta m / m = f(p_i)$	Variazione della frequenza di risonanza di un sensore al quarzo risonante per l'adsorbimento delle molecole volatili
Sensore calorimetrico, Pellistor o sensore catalitico, Sensore piroelettrico, Sensore a conducibilità termica	$\Delta v = f(\Delta T)$ $\Delta P = f(\Delta T)$	Misura del calore di combustione di un gas infiammabile rivelato dalla variazione di alcune e proprietà elettriche del sensore
Sensori chimici a fibra ottica	$\Delta n = f(p_i)$ $\Delta f = f(p_i)$	Modulazione di una delle proprietà ottiche luce (fase, intensità, lunghezza d'onda, polarizzazione) che si propaga nella fibra
Sensore elettrochimico	$E = E_0 + RT/nF \ln(a_i)$	Variazione del potenziale elettrochimico indotto dallo scambio di carica durante le reazioni di ossidazione o riduzione agli elettrodi

mico. Quando si applica un potenziale elettrico alternato a temperatura ambiente, il cristallo vibra a frequenza stabile e definita dalle sue proprietà meccaniche.

In seguito all'esposizione con i gas, il rivestimento adsorbe alcune molecole con il conseguente aumento della massa dello strato sensibile (sensing layer) e quindi fa diminuire la frequenza di risonanza del cristallo. Questa variazione viene monitorata e correlata alla presenza della specie volatile.

Il cristallo può essere fatto vibrare nel modo di Bulk Acoustic Wave (BAW) oppure nel modo di Surface Acoustic Wave (SAW), nei sensori BAW le onde tri-dimensionali viaggiano all'interno del cristallo, mentre nei sensori SAW le onde bi-dimensionali (Rayleigh, Love e Bluestein-Gulyaev) si propagano sulla superficie del cristallo alla profondità di mezza lunghezza d'onda. I sensori piezoelettrici possono essere rivestiti con un numero praticamente illimitato di materiali, pertanto essi presentano una selettività quasi assoluta; tuttavia, la tecnologia utilizzata per la formazione del rivestimento non è ancora ben controllata e questo può comportare una cattiva riproducibilità delle caratteristiche di questi sensori.

I sensori SAW, sebbene limitati dal rumore causato dall'operare ad alta frequenza, sono più sensibili dei sensori BAW, tuttavia entrambi questi sensori richiedono una concentrazione di sostanze volatili più alta per raggiungere livelli di risposta confrontabili con gli altri tipi di sensori.

#### Sensori a base di polimeri organici conduttori

I sensori a base di polimeri organici conduttori comprendono un substrato, una coppia di elettrodi di oro ed un polimero organico conduttore quale polipirrolo, polianilina o politiofene come elemento sensibile.

Il film di polimero viene depositato mediante una deposizione elettrochimica tra gli elettrodi. Il principio operativo di questi sensori è basato sulla variazione della resistenza dovuta all'adsorbimento dei gas, tuttavia questo meccanismo operativo è complesso e non ancora ben compreso.

In generale, questi sensori mostrano una buona sensibilità specialmente per i composti polari, tuttavia, la bassa temperatura operativa, li rende molto sensibili all'umidità, inoltre la vita media è compresa tra 9 e 18 mesi, e si ha difficoltà nella riproducibilità dei sensori.

#### Sensori a ossidi metallici

Tra i diversi tipi di sensori di gas, oggi sul mercato o allo studio nei diversi laboratori, il NE

utilizzato nelle prove sperimentali, utilizza quelli a film sottili semiconduttori. Questi sono tra i più stabili nel tempo e riproducibili, resistenti all'avvelenamento da gas aggressivi e facilmente riproducibili a livello industriale. Questi sensori sono interamente sviluppati nel Laboratorio Sensori di Gas (GSL) di Brescia e proprio per questo le loro risposte ai diversi gas presenti nelle scariche od in altri impianti, possono essere ottimizzate variando il loro drogaggio o la loro composizione direttamente nel GSL.

La rivelazione dei gas nei sensori a semiconduttore è legata alla variazione di proprietà elettriche indotte dall'adsorbimento e dalla reazione delle specie gassose presenti nell'ambiente con la superficie del materiale.

L'allegato 1 presenta il meccanismo di funzionamento dei sensori a film sottile, i nuovi materiali sviluppati presso il GSL e il metodo di deposizione dei film chiamato RGTO.

#### *Elettronica di controllo*

La parte di gestione (hardware e software) dell'EN ha il compito di impostare la misura (es. pilotando l'autocampionatore, regolando i flussi), impostare e controllare i parametri di lavoro dei sensori (es. la temperatura), leggere la variazione del sensore e salvare i dati. L'interfaccia deve permettere di eseguire questi compiti facilmente ad un operatore non esperto. Inoltre è possibile approntare un'interfaccia anche per l'analisi esplorativa dei dati.

#### *Analisi dati*

Il fine dell'analisi dei dati generati da una matrice di sensori è quello di trovare la relazione fra un insieme di variabili indipendenti ( $x$ , le uscite dei sensori) e un insieme di variabili dipendenti ( $y$ , la classe dell'odore e/o la concentrazione) a partire da un insieme di punti sperimentali ( $x,y$ ). Quando la variabile dipendente è di tipo discreto (classi di odori) si parla di classificazione, separazione o discriminazione (pattern recognition), nel caso invece di uscite continue (concentrazioni) si parla di regressione.

L'analisi multivariata è la disciplina che studia i metodi per risolvere questo problema. Essa può venire divisa in due approcci. Da una parte l'analisi statistica multivariata, sviluppata prima e più formale, cerca di descrivere la relazione fra ingressi e uscite in termini probabilistici. Dall'altra parte negli anni ottanta, a partire da analogie biologiche, si è andato sviluppando un approccio orientato ad una soluzione maggiormente euristica di problemi reali tramite il ricorso al calcolatore.

I metodi si possono dividere concettualmente in supervisionati e non:

- I metodi non supervisionati cercano di discriminare fra i vettori formati dalle variabili indipendenti (i pattern) in base alle caratteristiche degli stessi. Ad esempio, si possono trascurare le variabili (cioè i sensori) che hanno varianza piccola, perché questo può significare che non servono per distinguere i diversi campioni. Oppure si possono raggruppare le misure a seconda della distanza fra pattern (clustering).  
Nella analisi delle componenti principali PCA si compie una proiezione dei dati da uno spazio a  $M$  dimensioni ad uno spazio  $M'$ , con  $M' < M$  ( $M' = 2$  per visualizzare i dati). Il criterio che definisce la proiezione è la massimizzazione della varianza dei dati proiettati. Si massimizza la varianza perché a priori si ritiene che essa sia dovuta alla separazione dei clusters corrispondenti alle varie classi (e non per esempio a cause spurie, come il drift). Di solito la grande parte della varianza (>90%) è spiegata da poche componenti principali. Questo a causa dell'elevata dipendenza (similarità) fra sensori. La rimanente variabilità si suppone essere dovuta all'errore di misura causato dalla variabilità delle condizioni sperimentali.
- Nei metodi supervisionati invece, la relazione fra variabili indipendenti e dipendenti viene determinata in una prima fase chiamata di calibrazione, apprendimento, fit a seconda della disciplina di provenienza. La bontà dell'apprendimento viene poi valutata su campioni incogniti (fase di test). L'apprendimento consiste nella determinazione dei parametri che minimizzano una funzione errore.

L'applicazione dell'analisi multivariata ai dati reali ottenuti in chimica analitica ha preso il nome di chemiometria. I metodi classici utilizzati in questo campo sono lineari, come ad es. l'analisi delle componenti principali (principal component analysis, PCA) -non supervisionata-

la multiple linear regression (MLR) e la linear discriminant analysis (LDA) che invece sono supervisionate. Negli ultimi anni sono state spesso usate reti neurali (perceptroni multistrato, MLP e Radial Basis Function) e mappe di Kohonen (SOM).

In concreto per dati ottenuti con sensori chimici, l'analisi dei dati si può suddividere nei seguenti passi:

1. ricavare le caratteristiche principali dalle curve di risposta dei sensori (variazione temporale della conducibilità);
2. rimuovere i valori erratici (outliers), fare una prima cernita della bontà delle misure e dei sensori e se possibile correggere lo scostamento (drift) (il modo più semplice è attraverso l'uso di campioni di riferimento);
3. dall'insieme delle caratteristiche principali rimaste estrarre quelle migliori da usare come ingressi della rete (feature extraction);
4. determinare i parametri della rete neurale (o altro tipo di funzione).

I punti 1-3 formano il preprocessing dei dati e sono cruciali per la riuscita della stima. In particolare, i punti 1 e 2 richiedono la visualizzazione dei dati e prendono il nome di analisi esplorativa. Si può, ad es. valutare l'entità e la ripetibilità della risposta per ogni singolo sensore graficando l'evoluzione temporale delle caratteristiche salienti. Queste informazioni permettono all'analista di formarsi una prima idea dei dati in modo da poter prevedere a grandi linee i risultati ottenibili nei passi successivi dell'analisi.

#### 4.3.3 *Lo stato dell'arte*

La commercializzazione del naso elettronico è iniziata a metà degli anni Novanta, circa venti anni dopo le prime importanti pubblicazioni. Solo in questi ultimi anni infatti, grazie agli sviluppi nelle tecnologie dei sensori (bassi costi di realizzazione e maggiori potenzialità) e nell'intelligenza artificiale, è stato possibile creare strumenti commercializzabili. Attualmente sono disponibili sul mercato una dozzina di implementazioni industriali basate su sensori di gas. Tali modelli possono essere classificati in base alla tecnologia utilizzata per costruire i sensori.

Dalle attività fino ad oggi condotte le problematiche evidenziate sono:

- a differenza dei primi tempi di sviluppo dell'EN, si riconosce che non possa esistere, per ora, un EN adatto per ogni applicazione. Si deve invece sviluppare l'EN in base all'applicazione particolare. Questo significa sviluppare soluzione ad hoc per il campionamento dei gas e i sensori e i loro parametri di funzionamento;
- per quanto riguarda i sensori, il problema è rappresentato dalla stabilità nel tempo e dalla riproducibilità fra sensori nominalmente uguali. La sensibilità e la selettività sono, in generale, meno importanti (la selettività si ottiene usando matrici e analisi dati e per molti problemi pratici l'intensità dell'odore è ragguardevole);
- esigenza di standard e/o benchmark sta diventando pressante. È necessario avere standard sia per testare lo strumento nel suo complesso, sia le sue parti. Per testare lo strumento bisogna definire i benchmark di discriminazione fra odori standard. Per quanto riguarda le parti di cui è costituito un naso elettronico, è necessario sia definire un protocollo standard di interfacciamento in modo che queste siano trasferibili da uno strumento all'altro, sia benchmark specifici per testarne singolarmente le prestazioni. Ad esempio set di dati standard su cui testare la bontà degli algoritmi di classificazione;
- in assenza di benchmark, la comunità scientifica sembra orientata a includere nelle pubblicazioni risultati di analisi dei gas ottenute con tecniche classiche, in modo da essere certi di non misurare effetti spuri con l'EN, e/o calibrazioni con panel test, che rimangono il metodo d'elezione in molte pratiche industriali.

Per quanto riguarda la differenziazione fra i nasi elettronici si può distinguere fra EN di varia portabilità: da quelli che possono essere tenuti con una mano (handheld) alle apparecchiature da laboratorio (che sono la maggioranza). Evidentemente le due soluzioni hanno costi e, di contro, flessibilità diverse. La prima permette di solito decisioni binarie (confronto con uno standard) in condizioni in cui il campionamento non è critico, quindi in casi semplici, in cui le differenze fra odori sono notevoli. Nella tecnologia in generale, e quindi anche nel campo degli EN, si assiste alla miniaturizzazione dei dispositivi. Questo dovrebbe portare all'abbattimento dei costi nella produzione di EN e contemporaneamente a disporre di sistemi portabili ma versatili. La tecnologia del silicio ha già permesso di produrre una matrice di sensori MOS (a ossidi metallici semiconduttori) su di un singolo substrato; inoltre è possibile integrare anche la circuiteria elettronica su un singolo chip. Un singolo circuito integrato può contenere anche un intero microprocessore. Gli investimenti necessari richiedono però la produzione di milioni di pezzi di EN invece delle migliaia di cui si prevede la domanda nel prossimo futuro. La produzione di massa permetterebbe anche di usare la recente tecnologia micromeccanica (pompe, valvole e tubi micrometrici) per la parte di trasferimento del gas. Per quanto riguarda la scelta dei sensori, il procedimento, che talvolta si segue, consiste nel misurare con strumentazione analitica classica (es. gas massa) i principali composti presenti nel vapore da analizzare e nello scegliere i sensori più selettivi verso quei gas. Questo è stato fatto per esempio nello studio della freschezza del pesce. Si sono determinati i composti che cambiano fortemente concentrazione al variare del tempo di conservazione e si sono costruiti biosensori di conseguenza. Nel caso dei sensori a ossidi metallici, invece, è possibile aumentare la selettività usando diversi catalizzatori. I sensori più selettivi sono, comunque, quelli basati su materiali biologici, che si basano sul concetto chiave-serratura. Spesso questo tipo di sensore presenta però difetti di instabilità e lentezza nella risposta. È sempre più diffuso l'uso di matrici ibride, composte cioè da sensori di tipo diverso, in modo da ricavare la maggior selettività a posteriori tramite l'analisi dei dati. Questa soluzione richiede tipicamente, dal punto di vista pratico, la cooperazione di più gruppi di ricerca di solito esperti ognuno in una sola classe di sensori.

#### 4.3.4 Utilizzo del naso elettronico per il monitoraggio di molestie olfattive

La discriminazione, la quantificazione e il monitoraggio di molestie olfattive tramite nasi elettronici, pur essendo in linea di principio compiti congruenti con l'utilizzo degli EN come classificatori di odori, non sono stati fino ad ora perseguiti a fondo (i soli gruppi con esperienza pluriennale e pubblicazioni in questo campo sono il Department of Environmental Monitoring della Fondation Univeritaire Luxembourgeoise (FUL), Arlon, Belgio <http://www.ful.ac.be/Recherche/Surveillance/odorframe.htm> e la School of Water Sciences della Cranfield University (UK) <http://www.cranfield.ac.uk/sims/water/odourresearch.htm>). I motivi per cui finora nel campo degli EN si è data meno importanza alle misure di molestie olfattive sono:

- principalmente la difficoltà della sperimentazione rispetto all'utilizzo dell'EN per misure su cibi e bevande, in cui le condizioni sperimentali sono più facilmente controllabili;
- necessità di campagne intensive di misure, in grado di acquisire campioni nelle diverse condizioni ambientali che influenzano i risultati ottenibili con l'EN;
- la necessità di valutazioni esterne, di confronto, sui gas analizzati, in modo da poter giudicare i risultati ottenuti con l'EN. Nelle pubblicazioni "standard" sugli EN la classe di appartenenza dei campioni è evidente (es. olio di una certa provenienza).

Il vantaggio nell'applicazione degli EN alla misura di molestie olfattive è che esistono problemi interessanti in cui le concentrazioni da individuare sono alte, ad esempio il monitoraggio del funzionamento di filtri o impianti di abbattimento odori. Quindi la sensibilità e, entro certi limiti, anche il drift dei sensori diviene meno importante.

## Bibliografia

- F. Munari, G.P. Mapelli, D. Kotzias, M. Duane, Performance and Characteristics of a Trace Gas Analyzer for the Determination of Volatile Organic Compounds in Air, *J. High Resol. Chromatogr.*, 19, 333- 338, giugno 1996.
- Sito internet della letteratura SPME: <http://sciborg.uwaterloo.ca/chemistry/pawliszyn/>, <http://www.cm.utexas.edu/groups/brodbelt/spme.html>.
- J.Ai;Solid Phase Microextraction for Quantitative Analysis in Nonequilibrium Situation, *Anal. Chem.* 69, 1230-1236, 1997.
- P.A. Martos, J. Pawliszyn; Calibration of Solid Phase Microextraction for Air Analyses Based on Physical Chemical Properties of the Coating. *Anal. Chem.* 69, pp. 206-215, 1997.
- Enrico Mantica, Dispense di Strumentazione Industriale Chimica, 1988/89.
- R. Cozzi, T. Trotti, T.Ruaro:Analisi chimica, moderni metodi strumentali E.S.U. Milano, 1987.
- Vereine Deutscher Ingenieure 3881 Parti 1,2,3.
- Comité Européen de normalisation: Document TC264/WG2 Odour concentration measurement by dynamic olfactometry – Editions Legislatives.
- ECOMA, Emissionmesstechnik und Consult Mannebeck GmbH.: Manuale operativo olfattometro TO7- sistema Mannebeck.
- Normalisation Française: X 43 – 104 – marzo 1990.
- Norme Française : NF X 43 – 101 – dicembre 1986.
- VDI 3477, Biofiltri, depurazione biologica di gas / aria reflui, edizione 12/84°;bozza 2/89 dicembre 1991.
- Frechen, F.-B.Odour Emissions and Controls, Sanitari Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, edited by Christensen, Cossu and Stegmann, Accademic Press, London 1989.
- Cernuschi, S. and Giuliano, M. Assessment Techniques for Gas Emissions and Dispersion from Waste Landfills, Sanitary Lanfilling: Process, Technology and Environmental Impact, edited by Christensen, Cossu and Stegmann, Accademic Press, London 1989.
- Frechen, F.-B. Odour Problems in Composting Facilities, Proceedings of II International Forum on Resource Recovery from Waste, Imola, settembre 1992, CISA, Cagliari.
- Frechen, F.-B. Odour Emissions of Large WWTP'S: Source Strength Measurement, Atmospheric Dispersion Calculation, Emission Prognosis, Countermeasures, Case Studies. *Water Science & Technology*, 1992, 25 ( 4/5 ), 375 – 382.
- (Gardner e Bartlett 1999) Electronic noses. Oxford University Press, 1999.
- (Hartman 1954) A possibile objective method for the rapid estimation of flavors in vegetables. *Proc. Am. Soc. Hort. Sci.*, 64 (1954) 335.
- (Ikegami et al. 1985) Olfactory detection using integrated sensors. Proceedings of Transducers 1985, IEEE Press.

- (M. Madou), *Chemical sensing with solid state devices*, M. Madou, S. Morrison, Academic Press, 1991.
- (Masoni 2000) Il naso elettronico: innovazione tecnologica nella gestione di una discarica. Master Thesis, University of Modena, July 2000.
- (Moncrieff 1961) An instrument for measuring and classifying odours. *J. Appl. Physiol.*, 16, 742.
- (Pardo et al, 1999) Use of an electronic nose to classify different types of Italian cheeses. M. Pardo, G. Niederjaufer, E. Comini, G. Faglia and G. Sberveglieri. In: *Electronic Noses and Sensor Array Based Systems: Design and Applications*, (W. Jeffrey Hurst editor). Technomic Publishing, 1999.
- (Pardo, 2000) *Multivariate Data Analysis for Gas Sensor Arrays*. PhD Dissertation, University of Brescia, February 2000.
- (Pardo et al, 2000a) A time delay neural network for the estimation of gas concentrations in a mixture. M. Pardo, G. Faglia, G. Sberveglieri, M. Corte, F. Masulli and M. Riani. *Sensors and Actuators B*, 65 (2000) 267-269.
- (Pardo et al, 2000b) Monitoring reliability of sensors in an array by neural networks. M. Pardo, G. Faglia, G. Sberveglieri, M. Corte, F. Masulli and M. Riani. *Sensors and Actuators B*, 67 (2000) 128-133.
- (Pardo et al, 2000c) A hierarchical classification scheme for an electronic nose. M. Pardo, G. Sberveglieri, S. Gardini, E. Dalcanale. *Sensors and Actuators B* (to be published).
- (Pardo et al, 2000d) Signal processing enhances the classification of different brands of Espresso coffee with an Electronic Nose. M. Pardo, G. Niederjaufer, G. Benussi, E. Comini, G. Faglia, G. Sberveglieri, M. Holmberg and I. Lundstrom. *Sensors and Actuators B* (to be published).
- (Pardo et al, 2000e) The Pico-1 Electronic Nose for Demining. M. Pardo, G. Niederjaufer, G. Faglia and G. Sberveglieri. International Conference on 'Explosives and Drug Detection Techniques', Crete 2000 (invited talk).
- (Pardo et al, 2000f) A general framework for learning from data and an application to three Electronic Nose datasets. M. Pardo, E. Dalcanale, G. Sberveglieri. Proceedings of the 7th International Symposium on Olfaction & Electronic Nose, Brighton, 2000.
- (Pardo et al, 2000g) Discrimination of the Certified Italian Espresso and prediction of olfactory descriptors with the Pico-1 Nose. M. Pardo, D. Don, G. Niederjaufer, L. Odello, G. Faglia and G. Sberveglieri. Proceedings of the 7th International Symposium on Olfaction & Electronic Nose, Brighton, 2000.
- (Persaud e Dodd 1982) Analysis of discrimination mechanism of the mammalian olfactory system using a model nose. *Nature*, 299, 352-355.
- (Sberveglieri, 1992) Classical and novel techniques for the preparation of SnO<sub>2</sub> thin-film gas sensors. *Sensors and Actuators B*, 6 (1992) 239.
- (Sberveglieri et al, 1998) Distinguishing different heat treatments of milk by an electronic nose based on ANN. G. Sberveglieri, E. Comini, G. Faglia, G. Niederjaufer, M. Pardo, G. P. Benussi, G. Contarini and M. Povo. Proceedings of the 3rd Italian Conference on Sensors and Microsystems, Genova, 1998, World Scientific.

- (G. Sberveglieri 1999), *Sensori di gas a semiconduttore*, G. Sberveglieri, G. Di Francia , Studi & Ricerche ENEA ,1999 pp. 35-48.
- (G. Sberveglieri 2000), G. Sberveglieri, G. Martinelli, P. Siciliano, *Sensori di gas a Im semiconduttori: stato dell'arte e prospettive di sviluppo*, Alta Frequenza, 12 (2000) pp. 11-15.





## 5. Le prove sperimentali

### 5.1 Le misure olfattometriche

Il progetto di ricerca ha previsto una fase sperimentale di misure olfattometriche da sorgenti specifiche in tre diversi settori caratterizzati da emissioni diffuse o canalizzate quali impianti di discarica, di compostaggio, di trattamento acque reflue. In particolare sono state effettuate (Tabella 5.1):

- 8 campagne su 4 impianti di discarica per le seguenti tipologie di rifiuti: urbani, assimilabili, materiali inerti e rifiuti speciali;
- 12 campagne olfattometriche, in impianti di compostaggio sulle seguenti tipologie di rifiuti urbani:
  - rifiuto urbano indifferenziato (RU - 4 impianti),
  - rifiuti organici (6 impianti),
  - rifiuto misto (2 impianti rispettivamente con una linea di trattamento per l'indifferenziato e una per l'organico);
- 6 campagne olfattometriche presso 5 impianti di smaltimento acque reflue trattanti reflui civili ed industriali in diversa proporzione tra loro.

Nella tabella seguente si riporta il programma dell'indagine con il calendario degli interventi, la tipologia e le caratteristiche degli impianti considerati.

Tabella 5.1: Programma e caratteristiche dell'indagine

Campagne	Data	Sede Impianto	Tipologia impianto	Tipologia campione
1	16/1/01	Reggio Emilia	Discarica	RU, RA
2	13/3/01			
3	15/5/01			
4	13/2/01	Torino	Discarica	RU, RA, Fanghi
5	5/4/01			
6	12/6/01			
7	20/3/01	Biella	Discarica	Rifiuti speciali
8	23/04/01	Imola	Discarica	RU, RA, Fanghi, Misti
1	11/1/01	Modena	Compostaggio	organico + indifferenziato
2	23/1/01	Milano	Compostaggio	indifferenziato
3	23/1/01	Milano	Compostaggio	indifferenziato
4	20/2/01	Faenza Ravenna	Compostaggio vinacce FOS cippato)	Organico (pollina
5	27/2/01	Milano Muggiano	Compostaggio	organico
6	27/3/01	Perarolo di Vigonza (PD)	Compostaggio	Organico (fanghi + verde)
7	18/4/01	Lodi	Compostaggio	indifferenziato
8	4/6/01	Treviso	Compostaggio	organico + indifferenziato
9	8/5/01	Frosinone	Compostaggio	indifferenziato
10	30/5/01	Torino	Compostaggio	organico
11	3/7/01	Este (PD)	Compostaggio	organico
12	25/7/01	Verona	Compostaggio	organico
1	30/1/01	Bergamo	Depurazione	Acque reflue domestiche ed industriali

segue

segue

Tabella 5.1: Programma e caratteristiche dell'indagine

Campagne	Data	Sede Impianto	Tipologia impianto	Tipologia campione
2	6/2/01	Reggio Emilia	Depurazione ed industriali	Acque reflue domestiche
3	5/3/01	Bologna	Depurazione ed industriali	Acque reflue domestiche
4	26/6/01			
5	10/4/01	Milano	Depurazione 80% domestiche 20% industriali	Acque reflue:
6	24/5/01	Torino	Depurazione	Acque reflue domestiche ed industriali

La sperimentazione ha consentito di acquisire elementi di conoscenza relativi al potenziale odorigeno associato alle diverse tipologie di rifiuti e alle diverse fasi di trattamento, e di valutare l'efficienza dei diversi sistemi di abbattimento nelle diverse tipologie impiantistiche. Nelle campagne olfattometriche sono state monitorate tutte le zone degli impianti possibili fonti di molestia olfattiva, valutandone il contributo di ognuna di esse (in termini di U.O./m<sup>3</sup>) alla concentrazione di odore e al flusso globale dell'impianto.

Al fine di confermare i dati rilevati durante lo studio e, soprattutto, per avere a disposizione un numero significativo di misure olfattometriche il laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano ha messo a disposizione di APAT 10 ulteriori campagne olfattometriche presenti nella propria banca dati condotte anche in altre tipologie di impianti (rendering, trattamento grassi).

#### Campionamento

Sono state monitorate tutte le fasi di trattamento e tutte le aree degli impianti possibili fonti di molestie olfattive in ciascuna campagna olfattometrica.

Si è proceduto inoltre alla stima del flusso di odore dall'impianto al fine di applicare modelli di dispersione per quantificare il livello di odore all'esterno del perimetro dell'impianto e a diverse distanze dalla potenziale fonte emissiva.

Le misure hanno previsto il prelievo del campione di aria odorosa, con tecniche diverse a seconda delle caratteristiche della sorgente emissiva, l'analisi in laboratorio mediante panel di valutatori e la successiva elaborazione statistica delle risposte del panel per la determinazione della concentrazione di odore del campione, secondo quanto previsto dal progetto di norma prEN13725 approvato nell'ottobre 2002.

La misura della concentrazione e del flusso di odore da *super ci estese con usso proprio* (uscita biofiltri), è stata effettuata con una cappa statica, ovvero un dispositivo che ha l'unico fine di isolare il punto di prelievo dalle variabili condizioni meteorologiche esterne; la cappa utilizzata ha superficie di base pari a 1 m<sup>2</sup>, pareti di alluminio e camino di diametro 15 cm per consentire il prelievo del campione osmogeno e la misura di temperatura e umidità del flusso campionato.

Per la misura delle concentrazioni e del flusso di odore su *super ci estese senza usso proprio*, come ad esempio cumuli di materiale in compostaggio, sedimentatori di impianti di depurazione, discariche, è stata impiegata una cappa convogliatrice dinamica, costituita da una cupola in plexiglass appoggiata su un supporto in alluminio con area di base 0,196 m<sup>2</sup>, dotata di un ingresso e un'uscita per l'aria neutra, di sonda per la rilevazione della temperatura e di valvola di sfogo. All'interno della cappa viene insufflata una portata nota di aria neutra da bombola (6,3 l/min pari a 0,378 m<sup>3</sup>/h) che si carica dell'odore emesso dalla superficie. Il tempo necessario per un ricambio completo dell'aria all'interno della cappa è di 10,32 min. Dopo aver atteso un tempo pari ad un numero sufficiente di ricambi d'aria (generalmente sono sufficienti tre ricambi, corrispondenti in questo caso a circa 32 minuti di attesa), si procede al prelievo dell'aria ormai carica di odore. A seguito della misura della concentrazione di odore (O.U./m<sup>3</sup>), ed essendo nota la portata insufflata (0,378 m<sup>3</sup>/h) è possibile calcolare il flusso osmogeno per unità di superficie (O.U./m<sup>2</sup>h). Attraverso tale parametro una volta definita la

superficie emettente in  $m^2$  (superficie del cumulo o della discarica o della vasca dello specifico comparto dell'impianto di depurazione), è possibile, anche per sorgenti areali prive di portata propria, calcolare il flusso di odore, e pervenire alla quantificazione del flusso di odore complessivo dell'impianto (U.O./h), parametro questo necessario per l'applicazione di modelli di dispersione e per la valutazione del livello osmogeno in corrispondenza di insediamenti posti all'esterno dei confini dell'impianto, a diversa distanza e direzione.

Il campionamento da *sorgente puntiforme*, (condotti di adduzione a scrubber e biofiltri) è stato effettuato con l'ausilio di un pompa a depressione introducendo il tubo in teflon collegato al sacchetto nalophan per la raccolta dei campioni nelle prese campione dei condotti.

I campioni sono stati intrappolati in sacchetto di nalophan, della capacità di 8 litri. Ad ogni sacchetto era collegato il suddetto tubo di teflon, del diametro di 8 mm che ha permesso il prelievo e successivo collegamento all'olfattometro.

#### Misura

La quantificazione dell'odore è stata effettuata mediante misurazioni con tecniche olfattometrica in conformità con le specifiche comunitarie (CEN TC264) e tedesche (VDI 3881).

I campioni prelevati sono stati analizzati in un locale esterno all'impianto, presso il Dipartimento di Chimica Industriale del Politecnico di Milano, locale che è appositamente attrezzato per lo scopo e che risponde ai requisiti richiesti dalle specifiche comunitarie (CEN TC 264). Nel locale è operante un Olfattometro Mannebeck Mod. T07 munito di quattro postazioni di saggio contemporaneo degli odori e comandato da PC.

I test con l'olfattometro sono stati condotti utilizzando due panel di otto persone ciascuno, selezionate mediante appositi test di sensibilità olfattiva secondo i criteri delle specifiche comunitarie. Tale metodo si è basato sull'identificazione (da parte di questo panel) della cosiddetta "soglia dell'odore", ossia del confine al quale un odore tende ad essere percepito dal 50% dei soggetti sottoposti alla prova.

Per diluire il campione di aria odorosa, con aria "neutra", ossia aria priva di odore, secondo precisi rapporti e con valori che potrebbero raggiungere diverse decine di migliaia di diluizioni per gli odori più intensi si è utilizzato l'olfattometro.

Il numero di diluizioni necessarie a far giungere l'odore alla cosiddetta "soglia dell'odore" è stato preso come indice della concentrazione dell'odore ed espresso in unità odorimetriche per metro cubo (O.U./ $m^3$ ).

#### 5.1.1 Le discariche

Tra le cause di impatto ambientale connesse alla realizzazione e all'esercizio di una discarica controllata, quelle più rilevanti, per i rischi che comportano, sono la produzione e la diffusione del biogas e del percolato.

La mineralizzazione dei rifiuti avviene in due fasi; una fase transitoria aerobica, ed una fase anaerobica, suddivisa in più stadi: idrolisi, fermentazione acida, metanogenesi.

La prima fase è quella immediatamente successiva allo stoccaggio del rifiuto in discarica; i composti organici rapidamente biodegradabili vengono decomposti aerobicamente con produzione di anidride carbonica. Durante tale fase, non è apprezzabile nessuna produzione di biogas. Una volta esaurita la disponibilità di ossigeno, si attiva la fase definita anaerobica di mineralizzazione del rifiuto. Inizialmente si attua una fermentazione acida, al termine della quale inizia la fase metanigena, con l'avvio della produzione di metano ( $CH_4$ ) ed il biogas associato, che deve essere captato e smaltito secondo la normativa vigente in materia.

Le emissioni gassose comprendono:

1. emissioni di biogas da corpo discarica in condizioni ordinarie e/o per cause accidentali;
2. fuori uscita dei prodotti di combustione dalle torce del biogas.

Nell'insieme dei prodotti provenienti dalla mineralizzazione del rifiuto, il biogas rappresenta il prodotto di maggior rilievo in quanto, oltre alle maleodoranze, può dare origine a improvvise combustioni o esplosioni, e costituisce una potenziale fonte d'inquinamento dei terreni e dell'atmosfera.

Il biogas è costituito principalmente da metano, anche se la sua composizione è estremamente variabile in funzione della tipologia dei rifiuti.

Per evitare la dispersione nell'aria e nel sottosuolo il biogas generalmente viene aspirato dall'ammasso di rifiuti mediante una captazione, costituita durante il graduale riempimento della discarica, che si compone di una serie di pozzi verticali, uniti tra loro da collettori orizzontali. La depressione generata dalla centrale di aspirazione permette la raccolta e la captazione del biogas prodotto dalla discarica. Il sistema di captazione deve evitare l'immissione d'aria nella rete e assicurare un'uniforme aspirazione del biogas prodotto. Il vantaggio della captazione è anche la possibilità di recupero energetico dopo un'opportuna depurazione.

Altra fonte di inquinamento in discarica, è il percolato, liquido prodotto principalmente dall'azione solvente dell'acqua meteorica sui rifiuti e dal processo di mineralizzazione, dalle caratteristiche estremamente variabili, di colore scuro, ad alto tenore di inquinanti organici ed inorganici derivati dai processi biologici e chimico - fisici che avvengono nell'ammasso dei rifiuti. Il percolato prodotto, è convogliato attraverso opportuni drenaggi posti sul fondo della discarica e raccolto opportunamente in vasche di cemento a tenuta e avviato a trattamento. L'impatto ambientale legato alla discarica è fortemente condizionato da diversi fattori ambientali, sociali, paesistici, economici e di pianificazione territoriale. Tra essi le emissioni gassose prodotte dal corpo della discarica, costituiscono sicuramente uno degli elementi più importanti da monitorare. Le sostanze malodoranti e osmogene, che accompagnano tale fenomeno, essendo avvertibili a concentrazioni molto basse, creano sempre più spesso disagio per gli abitanti delle zone limitrofe alla discarica.

Pertanto l'obiettivo principale dell'indagine olfattometrica è stato quello di determinare la concentrazione di odore e il flusso osmogeno emesso nelle diverse zone e nei diversi punti della discarica potenziali fonte di emissioni osmogene quali ad esempio area stoccaggio rifiuti, pozzetti di captazione del biogas e presidi ambientali atti alla deodorizzazione delle arie esauste.

#### *5.1.1.1. Le misure negli impianti di discarica*

Il monitoraggio è stato condotto nelle zone del corpo principale della discarica, al fine di quantificare le emissioni di odore derivanti dalle fasi di conferimento, lavorazione e stoccaggio definitivo del rifiuto, nonché la tenuta dei pozzetti di captazione, spesso causa di molestia olfattiva. Tale quantificazione è stata effettuata mediante misurazioni con tecnica olfattometrica, in conformità con le specifiche comunitarie (CEN TC264) e tedesche (VDI 3881).

##### *Impianto di discarica in provincia di Reggio Emilia (Poiatica di Carpineti)*

L'impianto in provincia di Reggio Emilia è, secondo la normativa vigente, una discarica di prima categoria, ovvero autorizzata a trattare rifiuti urbani.

Nell'impianto sono state effettuate 3 campagne di misure condotte, rispettivamente, nei mesi di Gennaio, Marzo e Maggio (2001).

Nella discarica sono stati effettuati 10 prelievi in ciascuna campagna, come illustrato in dettaglio nelle seguenti tabelle 5.2. e 5.3, ove sono riportati i parametri misurati durante i prelievi, nonché la concentrazione di odore di ogni singolo campione. Ove possibile, è stato effettuato il calcolo del flusso osmogeno emesso dalla superficie della discarica.

È stato condotto il monitoraggio dei lotti di ricezione del materiale appena giunto sul sito (rifiuto fresco), del materiale parzialmente e totalmente ricoperto (da diversi strati argillosi e teli in HDPE); tali prelievi sono stati effettuati utilizzando sia la cappa statica, sia la cappa dinamica per poter confrontare i risultati ottenuti con le due tipologie di campionamento. Sono stati inoltre eseguiti due prelievi in corrispondenza della zona di captazione del biogas, per evidenziare in termini di odore le eventuali fughe utilizzando la pompa a depressione, intrappolando l'aria negli appositi sacchetti ermetici in nalophan. Al fine di effettuare un confronto con la situazione immediatamente adiacente al corpo di discarica, sono stati prelevati due ulteriori campioni, uno all'ingresso della zona oggetto di indagine e l'altro a circa 500 m dal perimetro della discarica. Come per i campioni precedenti, anche in questo caso il prelievo è stato effettuato con l'ausilio della sola pompa a depressione.

Nella tabella 5.3 sono evidenziati i risultati dei campioni prelevati con la sola cappa dinamica.

Tabella 5.2: Campagne di misure nell'impianto discarica di Reggio Emilia

Campione	Punto di emissione	Data	Ora	T aria °C	Umidità %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	zona conferimento rifiuti freschi	16-gen	10.15 <sup>1</sup>	-0,6	99,3	2.828
2			10.08-10.40 <sup>2</sup>	-0,4		4.117
3	zona rifiuti parzialmente ricoperti	16-gen	10.30 <sup>1</sup>	-1,5	98,5	311
4			10.45-11.17 <sup>2</sup>	-0,8		370
5	zona rifiuti totalmente ricoperti	16-gen	11.00 <sup>1</sup>	-1,5	99,9	220
6			11.21-11.53 <sup>2</sup>	-0,7		261
7	pozzetti di captazione biogas	16-gen	11.40 <sup>3</sup>			117.377
8			11.45 <sup>3</sup>			2.119
9	prelievi monte discarica*	16-gen	13.00 <sup>3</sup>			180
10			13.15 <sup>3</sup>			60
1	zona conferimento rifiuti freschi	13-mar	8.53-9.25 <sup>2</sup>	14,4		2.181
2			9.30-10.02 <sup>2</sup>	24,5		2.520
3	zona rifiuti parzialmente ricoperti	13-mar	10.12-10.44 <sup>2</sup>	21,2		479
4			10.50-11.22 <sup>2</sup>	20,8		466
5	zona rifiuti totalmente ricoperti	13-mar	11.33-12.05 <sup>2</sup>	25,2		302
6			12.10-12.42 <sup>2</sup>	19,8		320
7	pozzetti di captazione biogas	13-mar	12.50 <sup>3</sup>			16.951
8			13.00 <sup>3</sup>			5.187
9	prelievi monte discarica*	13-mar	13.10 <sup>3</sup>			143
10			13.20 <sup>3</sup>			76
1	zona conferimento rifiuti freschi	15 - mag	10.00-10.32 <sup>2</sup>	30,1		1.731
2			10.35-11.07 <sup>2</sup>	27,9		1.029
3	zona rifiuti parzialmente ricoperti	15 - mag	11.10-11.42 <sup>2</sup>	21,7		891
4			11.45-12.17 <sup>2</sup>	32,4		972
5	zona rifiuti totalmente ricoperti	15 - mag	12.20-12.52 <sup>2</sup>	28,0		131
6			13.00-13.32 <sup>2</sup>	32,5		185
7	pozzetti di captazione biogas	15 - mag	10.30 <sup>3</sup>			3.364
8			10.40 <sup>3</sup>			595
9	prelievi monte discarica*	15 - mag	9.40 <sup>3</sup>			138
10			9.30 <sup>3</sup>			87

Note:

T. amb. = 0°C Um. amb. = 40% per le prove del 16 gen e 13 mar

T. amb. = 23°C Um. amb. = 43% per le prove del 15 mag

1 campionamento effettuato con cappa statica

2 campionamento effettuato con cappa dinamica

3 campionamento effettuato con pompa a depressione

\* prelievi uno all'ingresso zona oggetto di indagine, l'altro a circa 500 m dal perimetro della discarica.

Tabella 5.3: Campioni prelevati dall'impianto di Reggio Emilia con cappa dinamica

Punti di emissione	Campione	Data	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso d'odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
zona conferimento rifiuti freschi	2	16-gen	0,378	4.117	1.556	7.738
zona rifiuti parzialmente ricoperti	4	16-gen	0,378	370	140	714
zona rifiuti totalmente ricoperti	6	16-gen	0,378	261	99	505
zona conferimento rifiuti freschi	1	13-mar	0,378	2.181	824	4.206
	2		0,378	2.520	953	4.860
zona rifiuti parzialmente ricoperti	3	13-mar	0,378	479	181	924
	4		0,378	466	176	899
zona rifiuti totalmente ricoperti	5	13-mar	0,378	302	114	582
	6		0,378	320	121	617
zona conferimento rifiuti freschi	1	15-mag	0,378	1.731	654	3.338
	2		0,378	1.029	389	1.985
zona rifiuti parzialmente ricoperti	3	15-mag	0,378	891	337	1.718
	4		0,378	972	367	1.875
zona rifiuti totalmente ricoperti	5	15-mag	0,378	131	49	252
	6		0,378	185	70	356

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria indotta nella ux chamber

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

#### Impianto di discarica in provincia di Torino (Basse di Stura)

L'impianto in provincia di Torino è, secondo la normativa vigente, una discarica di prima categoria, ovvero autorizzata a trattare rifiuti urbani. In essa vengono smaltiti anche fanghi e rifiuti inerti.

Nella discarica sono state effettuate 3 campagne di misura condotte rispettivamente nei mesi di Febbraio, Aprile, e Giugno (2001).

Sono stati effettuati 15 prelievi in ciascuna campagna come riassunto nella tabella seguente (Tabella 5.4).

Tabella 5.4: Campagne di misure nell'impianto di discarica di Torino

Campione	Punto di emissione	Data	Ora	T aria °C	Umidità. %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Bianco accanto alla centralina meteo	13-feb	10.20 <sup>3</sup>	10,0	56,7	101
2	RU indiff. fresco (stoccato in giornata)	13-feb	10.30-11.02 <sup>2</sup>	38,6		3.564
3	RU indiff. fresco (stoccato in giornata)	13-feb	11.15 <sup>1</sup>	14,0	59,0	2.245
4	Fanghi civili (stoccati in giornata)	13-feb	11.02-11.34 <sup>2</sup>	28,2		4.238
5	Fanghi civili (stoccati in giornata)	13-feb	11.37 <sup>1</sup>	18,9	99,9	538
6	Pozzetto di captazione (zona rifiuto stoccato in giornata)	13-feb	11.45 <sup>3</sup>			415
7	Pozzetto di captazione (zona rifiuto stoccato da 60 giorni)	13-feb	11.47 <sup>3</sup>			5.657
8	RU indiff. parz. Ricoperto (stoccato da 5 giorni)	13-feb	12.02-12.34 <sup>2</sup>	23,8		392

segue

segue

Tabella 5.4: Campagne di misure nell'impianto di discarica di Torino

Campione	Punto di emissione	Data	Ora	T aria °C	Umidità %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
9	RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	13-feb	12.15 <sup>1</sup>	16,7	68,0	277
10	Pozzetto di captazione (zona rifiuto stoccato da 5 giorni)	13-feb	12.20 <sup>3</sup>			5823
11	RU indiff. total. ricoperto (stoccato da 60 giorni)	13-feb	12.28-13.00 <sup>2</sup>	22,6		329
12	RU indiff. total. ricoperto (stoccato da 60 giorni)	13-feb	12.45 <sup>1</sup>	18,7	51,5	254
13	Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	13-feb	14.30-15.02 <sup>2</sup>	27,6		247
14	Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	13-feb	14.50 <sup>1</sup>	17,0	63,3	202
15	Vasca di omogenizzazione percolato	13-feb	15.30 <sup>3</sup>			32.000
1	Bianco accanto alla centralina meteo	5-apr	9.30 <sup>3</sup>	16,4	34,1	116
2	RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	5-apr	9.35 <sup>2</sup>	10.07 <sup>2</sup>	26,4	604
3	RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	5-apr	10.10-10.42 <sup>2</sup>	31,2		466
4	RU indiff. fresco (stoccato in giornata)	5-apr	10.48-11.20 <sup>2</sup>	47,3		3.775
5	RU indiff. fresco (stoccato in giornata)	5-apr	11.25-11.57 <sup>2</sup>	46,8		3.668
6	Fanghi civili (stoccati in giornata)	5-apr	12.00-12.32 <sup>2</sup>	32,6		5.657
7	Fanghi civili (stoccati in giornata)	5-apr	12.35-13.07 <sup>2</sup>	32,2		4.896
8	Pozzetto di captazione (zona rifiuto fresco)	5-apr	12.15 <sup>3</sup>			9.514
9	Pozzetto di captazione (zona rifiuto stoccato da 5 giorni)	5-apr	12.30 <sup>3</sup>			5.339
10	Pozzetto di captazione (zona rifiuto stoccato da 5 giorni)	5-apr	12.40 <sup>3</sup>			4.362
11	RU indiff. total. ricoperto (stoccato da 60 giorni)	5-apr	13.10-13.42 <sup>2</sup>	33,8		440
12	RU indiff. total. Ricoperto (stoccato da 60 giorni)	5-apr	13.45-14.17 <sup>2</sup>	30,9		339
13	Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	5-apr	14.20-14.52 <sup>2</sup>	36,2		202
14	Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	5-apr	15.00-15.32 <sup>2</sup>	36,4		207
15	Vasca di omogenizzazione percolato	5-apr	14.50 <sup>3</sup>			21.160
1	Bianco accanto alla centralina meteo	12-giu	9.50 <sup>3</sup>	23,5	37,0	214
2	RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	12-giu	10.00-10.32 <sup>2</sup>	44,0		2.997
3	RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	12-giu	10.40-11.12 <sup>2</sup>	45,3		2.119
4	RU indiff. fresco (stoccato in giornata)	12-giu	11.20-11.42 <sup>2</sup>	48,1		3.775
5	RU indiff. fresco (stoccato in giornata)	12-giu	12.00-12.32 <sup>2</sup>	48,8		2.748

segue

segue

Tabella 5.4: Campagne di misure nell'impianto di discarica di Torino

Campione	Punto di emissione	Data	Ora	T aria °C	Umidità %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
6	Fanghi civili (stoccati in giornata)	12-giu	12.40-13.12 <sup>2</sup>	33,5		10.079
7	Fanghi civili (stoccati in giornata)	12-giu	13.20- 13.42 <sup>2</sup>	33,8		7.551
8	Pozzetto di captazione (zona rifiuto fresco)	12-giu	12.10 <sup>3</sup>			1.634
9	Pozzetto di captazione (zona rifiuto stoccato da 5 giorni)	12-giu	12.30 <sup>3</sup>			215.269
10	Pozzetto di captazione (zona rifiuto stoccato da 5 giorni)	12-giu	12.50 <sup>3</sup>			944
11	RU indiff. total. ricoperto (stoccato da 60 giorni)	12-giu	13.10-13.42 <sup>2</sup>	39,8		1.682
12	RU indiff. total. Ricoperto (stoccato da 60 giorni)	12-giu	13.45-14.17 <sup>2</sup>	34,0		1.731
13	Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	12-giu	14.20-14.52 <sup>2</sup>	40,0		370
14	Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	12-giu	15.00-15.32 <sup>2</sup>	37,8		254
15	Vasca di omogenizzazione percolato	12-giu	13.30 <sup>3</sup>			23.751

Note:  
<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica  
<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica  
<sup>3</sup> campionamento effettuato con pompa a depressione

I prelievi sono stati effettuati nell'area di conferimento del rifiuto fresco (sia R.U. indifferenziato, sia fanghi civili), nell'area in cui i rifiuti vengono parzialmente ricoperti e nell'area ove essi sono totalmente ricoperti con terriccio di natura argillosa. Sono stati infine campionati alcuni punti del lotto stabilizzato della discarica.

La prima zona in cui viene conferito il rifiuto fresco (stoccato in giornata) è stata caratterizzata da 4 campioni d'aria, di cui 2 sono stati prelevati sul R.U. indifferenziato fresco e 2 sui fanghi civili.

La zona con rifiuto parzialmente ricoperto stoccato da 5 giorni e la zona con rifiuto totalmente ricoperto stoccato da 60 giorni sono state rappresentate rispettivamente da altri 2 campioni d'aria.

Per evidenziare l'incidenza in termini di odore delle eventuali fughe, si è effettuato il prelievo di tre campioni in corrispondenza dei pozzetti di captazione del biogas dislocati uno per ogni zona della discarica ove è presente il rifiuto fresco, parzialmente ricoperto e totalmente ricoperto.

Sono stati infine effettuati 2 campionamenti sul terreno del lotto stabilizzato della discarica (lotto 1B camping) ed un campione sulla vasca di omogenizzazione del percolato con il solo ausilio della pompa a depressione infilando il tubo campionatore di teflon il più vicino possibile alla superficie liquida.

Al fine di effettuare un confronto con la situazione immediatamente adiacente al corpo di discarica, è stato prelevato un ulteriore campione accanto alla centralina meteo, a circa 100 m in linea d'aria dal confine fisico del corpo della discarica. Come per i campioni precedenti, anche in questo caso il prelievo è stato effettuato con l'ausilio della sola pompa a depressione.

Nella prima campagna di misure (13 febbraio) ogni coppia è stata prelevata nel medesimo punto per poter confrontare i risultati ottenuti con la cappa statica e con quella dinamica.

Di seguito sono riportati i risultati dei campioni prelevati con la cappa dinamica.



Tabella 5.5: Campioni prelevati dalla discarica di Torino con cappa dinamica

Punti di emissione	Campione	Data	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
RU indiff. Fresco (stoccato in giornata)	2	13-feb	0,378	3.564	1.347	6.872
Fanghi civili (stoccati in giornata)	4	13-feb	0,378	4.238	1.602	8.173
RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	8	13-feb	0,378	392	148	755
RU indiff. total. ricoperto (stoccato da 60 giorni)	11	13-feb	0,378	329	124	632
Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	13	13-feb	0,378	247	93	474
RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	2	5-apr	0,378	604	228	1.165
RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	3	5-apr	0,378	466	176	899
RU indiff. Fresco (stoccato in giornata)	4	5-apr	0,378	3.775	1.427	7.280
RU indiff. Fresco (stoccato in giornata)	5	5-apr	0,378	3.668	1.387	7.074
Fanghi civili (stoccati in giornata)	6	5-apr	0,378	5.657	2.138	10.910
Fanghi civili (stoccati in giornata)	7	5-apr	0,378	4.896	1.851	9.442
RU indiff. total. ricoperto (stoccato da 60 giorni)	11	5-apr	0,378	440	166	849
RU indiff. total. ricoperto (stoccato da 60 giorni)	12	5-apr	0,378	339	128	654
Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	13	5-apr	0,378	202	76	390
Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	14	5-apr	0,378	207	78	399
RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	2	12-giu	0,378	2.997	1.133	5.780
RU indiff. parz. ricoperto (stoccato da 5 giorni)	3	12-giu	0,378	2119	801	4.087
RU indiff. Fresco (stoccato in giornata)	4	12-giu	0,378	3.775	1.427	7.280
RU indiff. Fresco (stoccato in giornata)	5	12-giu	0,378	2.748	1.039	5.300
Fanghi civili (stoccati in giornata)	6	12-giu	0,378	10.078	3.809	19.436
Fanghi civili (stoccati in giornata)	7	12-giu	0,378	7.551	2.854	14.563
RU indiff. total. ricoperto (stoccato da 60 giorni)	11	12-giu	0,378	1.682	636	3.244
RU indiff. total. ricoperto (stoccato da 60 giorni)	12	12-giu	0,378	1.731	654	3.338
Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	13	12-giu	0,378	370	140	714
Lotto stabilizzato (lotto 1B camping)	14	12-giu	0,378	254	96	490

Note:

1 calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria indotta nella ux chamber.

2 calcolate riferendo le O.U./h alla super cie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

**Impianto di discarica in provincia di Biella (Nuova Cavagli )**

Attualmente la discarica in provincia di Biella è, secondo la normativa vigente una discarica di categoria IIB, ovvero autorizzata al trattamento dei rifiuti speciali (terreni da bonifica, scorie inertizzate, fanghi di perforazione, fanghi filtro pressati), si prevede però un ampliamento per il trattamento dei rifiuti urbani.

Nell'impianto di discarica sono stati effettuati 11 prelievi nell'area di lotto attivo e in quella di lotto stabilizzato. Il lotto attivo, in cui viene attualmente conferito il rifiuto, è stato caratterizzato da 5 campioni d'aria prelevati con l'ausilio della cappa dinamica in particolare sono stati prelevati 4 campioni sul rifiuto in stoccaggio da un anno (2 campioni sopra il telone di ricopertura del rifiuto e 2 campioni sotto il telone stesso), e un campione prelevato dal rifiuto fresco come specificato in tabella 5.6 (campioni da 1 a 5). I campioni sono stati scelti a monte di una pendenza (ove non vi era acqua di percolamento stagnante) e a valle (ove vi era acqua di percolamento stagnante) ove inoltre, vi era rifiuto in movimentazione (per ampliamento della discarica).

La seconda zona (lotto stabilizzato), in cui tutto il rifiuto è in copertura sotto teli da tempo e non viene più movimentato, è stata rappresentata da 2 campioni d'aria prelevati entrambi sopra tali teli, tutti con l'ausilio della cappa dinamica (campioni da 6 a 9).

Si sono inoltre effettuati, nella zona del lotto stabilizzato, 2 prelievi in corrispondenza dei pozzetti di captazione del biogas, per evidenziare l'incidenza in termini di odore delle eventuali fughe.

Sono state, in questi casi, campionate le cosiddette "fuggitive sources" per verificare la tenuta di alcuni pozzetti, individuati nel precedente sopralluogo, quali fonti di molestia olfattiva. Si sono, infine, raccolti 2 campioni (a monte e a valle del filtro a carboni attivi posto prima dell'uscita in atmosfera) dal condotto che aspira l'aria osmogena proveniente dalla vasca di raccolta del percolato di discarica (campioni 10 e 11).

In tabella 5.6 e 5.7 sono riportati i risultati ottenuti.

Tabella 5.6: Campagna di misure del 20/3 nell'impianto di discarica di Biella

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria °C	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Rifiuto stoccato da 1 anno (lotto attivo)	11.40-12.12 <sup>1</sup>	29,6	2.059
2	Rifiuto stoccato da 1 anno coperto con telo (lotto attivo)	12.15-12.47 <sup>1</sup>	35,2	1.059
3	Rifiuto stoccato da 1 anno in movimentazione (lotto attivo)	12.50-13.22 <sup>1</sup>	29,8	42.715
4	Rifiuto stoccato da 1 anno in moviment. coperto con telo (lotto attivo)	13.25-13.57 <sup>1</sup>	36,5	13.071
5	Rifiuto fresco (lotto attivo)	14.00-14.32 <sup>1</sup>	44,2	15.102
6	Rifiuto coperto con telo (lotto stabilizzato)	14.35-15.07 <sup>1</sup>	31,6	917
7	Rifiuto coperto con telo (lotto stabilizzato)	15.10-15.42 <sup>1</sup>	30,3	866
8	Pozzetto di captazione (lotto stabilizzato)	15.50 <sup>2</sup>		2.748
9	Pozzetto di captazione (lotto stabilizzato)	15.55 <sup>2</sup>		6.169
10	Ingresso filtro a carboni attivi (vasca raccolta percolato)	16.00 <sup>2</sup>		120.816
11	Uscita filtro a carboni attivi (vasca raccolta percolato)	16.10 <sup>2</sup>		107.635

Note:

1 campionamento effettuato con cappa dinamica

2 campionamento effettuato con pompa a depressione

Tabella 5.7: Campioni prelevati con cappa dinamica dalla discarica di Biella

Emissione	Campione	Q aria neutra M <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
Rifiuto stoccato da 1 anno*	1	0,378	2.059	778	3.971
Rifiuto stoc. da 1 anno * coperto con telo	2	0,378	1.059	400	2.042
Rifiuto stoc. da 1 anno in moviment.*	3	0,378	42.715	16.146	82.379
Rifiuto stoc. da 1 anno in movim. con telo*	4	0,378	13.071	4.941	25.208
Rifiuto fresco*	5	0,378	15.102	5709	29.125
Rifiuto coperto con telo**	6	0,378	917	347	1.768
Rifiuto coperto con telo**	7	0,378	866	327	1.670

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria indotta nella ux chamber.

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

\* lotto attivo

\*\* lotto stabilizzato

#### Impianto di discarica in provincia di Imola

La discarica è secondo la normativa vigente una discarica di prima categoria, ovvero autorizzata al trattamento di rifiuti solidi urbani. In essa vengono smaltiti anche rifiuti inerti e fanghi. Nell'impianto di discarica di Imola sono stati effettuati 10 prelievi nel mese di Aprile, rispettivamente, nell'area di conferimento del rifiuto fresco, nella zona in cui i rifiuti vengono parzialmente ricoperti e nella zona ove essi sono totalmente ricoperti con terriccio di natura argillosa, come specificato in tabella 5.8.

Tabella 5.8: Campagna di misure del 23/4 nella discarica di Imola

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria °C	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	RU totalmente ricoperto	11.00-11.32 <sup>1</sup>	21,4	240
2	RU totalmente ricoperto	11.40-12.12 <sup>1</sup>	20,3	214
3	Pozzetto di captazione (zona rifiuto total. ricoperto)	12.00 <sup>2</sup>		1.634
4	RU parzialmente ricoperto (da diversi giorni)	12.20-12.52 <sup>1</sup>	20,9	415
5	RU parzialmente ricoperto (in giornata)	13.00-13.32 <sup>1</sup>	17,1	302
6	Pozzetto di captazione (zona rifiuto parz. ricoperto)	13.15 <sup>2</sup>		2.670
7	RU fresco (stoccato in giornata)	13.40-14.12 <sup>1</sup>	18,8	1.297
8	RU fresco (stoccato da 5 giorni)	14.20- <sup>1</sup>	19,2	1.029
9	Vasca di raccolta del percolato	15.00-15.32 <sup>1</sup>	16,8	23.973
10	Pozzetto di captazione (zona capping)	15.15 <sup>2</sup>		1.059

Note:

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica

<sup>2</sup> campionamento effettuato con pompa a depressione

La prima zona in cui viene conferito il rifiuto fresco è stata rappresentata da 2 campioni d'aria, ove era presente il rifiuto stoccato in giornata e quello stoccato da 5 giorni (campioni 7 e 8), la zona con rifiuto parzialmente ricoperto è stata caratterizzata da altri 2 campioni d'aria, ove era presente il rifiuto parzialmente ricoperto in giornata e da diversi giorni (campioni 4 e 5), anche la zona con rifiuto totalmente ricoperto è stata rappresentata da 2 campioni (campioni 1 e 2). Sono stati inoltre prelevati 2 campioni in corrispondenza dei pozzetti di captazione del biogas nella zona del rifiuto parzialmente e totalmente ricoperto, per evidenziare l'incidenza in termini di odore delle eventuali fughe (campioni 3 e 6).

È successivamente stato effettuato un prelievo all'interno di un pozzetto di captazione della zona capping (campione 10). Tale pozzetto non ha più lo scopo di aspirare le arie osmogene della zona (essendo essa la parte della discarica esaurita), ma quello di far uscire l'eventuale biogas che si forma sotto il piano di campagna in modo da evitare inconvenienti esplosivi per mancanze di vie di fuga. L'ultimo prelievo è stato infine effettuato sulla vasca di raccolta del percolato (campione 9) introducendo il tubo in teflon del sacchetto campionatore all'interno della griglia al di sotto della quale era presente il liquido maleodorante. Nella tabella 5.9 sono evidenziati i risultati dei campioni prelevati con la sola cappa dinamica.

Tabella 5.9: Campioni prelevati con cappa dinamica dalla discarica di Imola

Punti di emissione	Campione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso d'odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
RU totalmente ricoperto	1	0,378	240	91	463
RU totalmente ricoperto	2	0,378	214	81	413
RU parzialmente ricoperto (da diversi giorni)	4	0,378	415	157	800
RU parzialmente ricoperto (in giornata)	5	0,378	302	114	582
RU fresco (stoccato in giornata)	7	0,378	1.297	490	2.501
RU fresco (stoccato da 5 giorni)	8	0,378	1.029	389	1.985
Vasca di raccolta del percolato	9	0,378	23.973	9.062	46.234

Note:  
<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria indotta nella ux chamber.  
<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

### 5.1.1.2. I risultati ottenuti negli impianti di discarica

I risultati ottenuti dalle 8 campagne effettuate presso i quattro impianti di discarica sono riassunti nella tabella 5.10.

Le discariche sono state divise per tipologia di rifiuto trattato vista la netta differenza tra i siti che trattano rifiuti urbani e i siti che trattano rifiuti speciali.

Nella tabella si riportano gli intervalli di valori in O.U./m<sup>3</sup> riscontrati durante le diverse campagne olfattometriche eseguite da gennaio a giugno 2001 presso le diverse discariche.

Nella tabella 5.11 sono riportati i risultati in modo dettagliato, come le concentrazioni di odore rilevate sui rifiuti fresco, sul rifiuto parzialmente e totalmente ricoperto, sui fanghi, nei pozzetti di captazione del biogas, nelle vasche di omogeneizzazione del percolato e sui lotti stabilizzati.

Tabella 5.10: Emissioni osmogene rilevate negli impianti di discarica

Zona di discarica analizzata	Rifiuto trattato: urbano, fanghi, inerti	Rifiuto trattato: speciali
	Intervallo di valori in O.U./m <sup>3</sup>	Intervallo di valori in O.U./m <sup>3</sup>
Zona rifiuto fresco	1.029 - 4.117	15.102
Zona rifiuto parzialmente ricoperto	311 - 2.997	
Zona rifiuto totalmente ricoperto	185 - 1.731	1.059
Zona stoccaggio fanghi	538 - 10.079	
Pozzetti captazione biogas	595 - 117.377	2.748 - 6.169
Vasca del percolato	21.160 - 32.000	107.635 - 120816
Lotto esaurito della discarica	202 - 370	866 - 917

Tabella 5.11: Le misure negli impianti di discarica

Tipologia di rifiuti	Localazione	Data Misura	Rifiuto fresco (O.U./m <sup>3</sup> )	Rifiuto parzialmente ricoperto (O.U./m <sup>3</sup> )	Rifiuto totalmente ricoperto (O.U./m <sup>3</sup> )	Fanghi (O.U./m <sup>3</sup> )	Pozzetti di captazione (O.U./m <sup>3</sup> )	Vasca di omogeniz. percolato (O.U./m <sup>3</sup> )	Lotto stabilizzato (O.U./m <sup>3</sup> )
RU	Reggio Emilia	16/01/01	4.117	370	261	-	2.119 - 117.377	-	-
RU	Reggio Emilia	13/03/01	2.181 - 2.520	466 - 479	302 - 320	-	5.187 - 16.951	-	-
RU	Reggio Emilia	15/05/01	1.029 - 1.731	891 - 972	131 - 185	-	595 - 3.364	-	-
RU fanghi, inerti	Torino	13/02/01	3.564	392	329	4.238	415 - 5.823 - 5.657	32.000	247
RU fanghi, inerti	Torino	05/04/01	3.668 - 3.775	466 - 604	339 - 440	4.896 - 5.657	4.362 - 5.339 - 9.514	21.160	202 - 207
RU fanghi, inerti	Torino	12/06/01	2.748 - 3.775	2.119 - 2.997	1.682 - 1.731	7.551 - 10.079	944 - 1.634 - 215.269	23.751	254 - 370
Rifiuti Speciali	Biella	20/03/01	15.102	-	1.059	-	2.748 - 6.169	120.816	866 - 917
RU fanghi, inerti	Imola	23/04/01	1.029 - 1.297	302 - 415	214 - 240	-	1.059 - 1.634 - 2.670	23.973	-

Dai risultati ottenuti si può osservare che, le emissioni osmogene rilevate negli impianti di discarica per rifiuti speciali sono sensibilmente più elevate rispetto a quelle misurate nelle discariche di rifiuti urbani. Infatti, ad esempio, il campione prelevato dal rifiuto fresco presso la discarica di Biella ha evidenziato una concentrazione di odore pari a 15.102 O.U./m<sup>3</sup>, valore più alto rispetto a quelli rilevati nelle discariche per rifiuti urbani.

I cambiamenti atmosferici, nelle varie stagioni dell'anno non sembrano influenzare in modo significativo i valori di concentrazione di odore, espressi in termini di O.U./m<sup>3</sup>.

Si evidenzia, inoltre, che la fonte di molestia olfattiva nelle discariche per rifiuti urbani è dovuta soprattutto, più che allo stoccaggio del rifiuto in copertura giornaliera, alla inefficienza dei sistemi di captazione del biogas (Tabella 5.12).

Molto spesso, infatti, tra la base del pozzetto di captazione e il terreno argilloso che lo circonda sono presenti diverse fessurazioni che permettono al biogas di fuoriuscire liberamente in atmosfera.

Le cattive tenute delle flange nel sistema di captazione del biogas hanno peraltro gli stessi effetti.

Tali flussi di odore, seppur di ridotta quantità rispetto all'estensione della discarica, danno un forte contributo in termini di molestia olfattiva con concentrazioni di odore di uno o addirittura due ordini di grandezza superiori rispetto alla zona del rifiuto più odorigeno presente in discarica (rifiuto fresco).

Si è evidenziato, soprattutto nella campagna di misurazione della discarica di Reggio Emilia, come, durante le tre misurazioni effettuate a distanza di due mesi l'una dall'altra, alcuni interventi di manutenzione siano riusciti a migliorare notevolmente la situazione di tenuta del biogas dai pozzetti riducendo così in modo significativo le emissioni osmogene. Con tali interventi di manutenzione si è avuta una riduzione della concentrazione di odore che si attesta attorno al 97%.

Tabella 5.12: Valori medi ottenuti nelle diverse zone dell'impianto analizzate

	<b>Reggio Emilia</b> 16/1/01 O.U./m <sup>3</sup>	<b>Reggio Emilia</b> 13/3/01 O.U./m <sup>3</sup>	<b>Reggio Emilia</b> 15/05/01 O.U./m <sup>3</sup>	<b>Torino</b> 13/02/01 O.U./m <sup>3</sup>	<b>Torino</b> 05/04/01 O.U./m <sup>3</sup>	<b>Torino</b> 12/06/01 O.U./m <sup>3</sup>	<b>Imola</b> O.U./m <sup>3</sup>	<b>Biella</b> O.U./m <sup>3</sup>
Rif Fresco	4.117	2.350	1.380	3.564	3.721	3.000	1.163	15.102
Rif parz. Ricoperto	370	472	931	392	535	2.558	358	-
Rif tot ricoperto	261	311	158	329	389	1.706	227	1.059
Fanghi	-	-	-	4.238	5.276	8.815		
Lotto stabilizzato				247	204	312	-	891
Vasca percolato				32.000	21.160	23.751	23.973	120.816
Pozzetti biogas	59.748	11.069	1.979	3.965	6.400	72.616	1.864	4.458

### 5.1.2 Gli impianti di compostaggio

Il compostaggio consiste nella stabilizzazione biologica in fase solida di scarti, residui e rifiuti organici fermentescibili, in condizioni aerobiche (presenza di ossigeno molecolare) tali da garantire alla matrice in trasformazione il passaggio spontaneo attraverso una fase di autoriscaldamento, dovuto alle reazioni microbiche. Il processo trasforma il substrato di partenza in un prodotto stabile, simile all'*humus*, detto compost di qualità se proveniente da frazione organica selezionata.

Il processo di compostaggio si sviluppa in due fasi successive, una fase attiva ("high rate") nella quale hanno luogo intensi processi degradativi a carico delle componenti organiche più facilmente degradabili dai microrganismi ed una fase di trasformazione ("curing phase") ca-

ratterizzata dalla degradazione e successiva trasformazione, delle componenti della sostanza organica difficilmente attaccabili dai microrganismi, con formazione, come ultimo risultato, di sostanze umiche.

Il problema delle emissioni odorose è strutturale negli impianti di compostaggio, come in tutti gli impianti che gestiscono e trasformano sostanza organica. I processi di decomposizione o di dispersione dei composti volatili sono potenzialmente fonte di molestie olfattive.

Negli impianti di compostaggio, generalmente, le emissioni di composti maleodoranti sono riconducibili, sia ai materiali in attesa dell'avvio al trattamento, sia alla massa in fase di trasformazione biologica.

In particolare, le più comuni cause di produzione di composti osmogeni sono la presenza di zone anaerobiche nei materiali, responsabili della produzione di cataboliti, non completamente ossidati, scarsa areazione della biomassa, bassa efficienza di captazione dell'aria dai locali che dovrebbero essere tenuti in depressione e di abbattimento delle arie esauste, presenza di percolati non captati in modo adeguato.

I gruppi di composti osmogeni identificati presso gli impianti di compostaggio sono composti organici ed inorganici dello zolfo, ammoniaci ed ammine, acidi grassi, composti aromatici, terpeni fenoli e toluene.

#### 5.1.2.1 Le misure negli impianti di compostaggio

Gli impianti di compostaggio scelti nella presente indagine hanno caratteristiche diverse sia per le tipologie di rifiuti trattate (rifiuti urbani misti, organico da raccolta differenziata), sia per la tecnologia di trattamento nella fase di biostabilizzazione, che per le tecniche di trattamento delle arie esauste.

Tutti gli impianti sono dotati di presidi per l'abbattimento delle emissioni, in alcuni casi tutte le fasi di trattamento a partire dalla ricezione fino alla raffinazione finale del compost, sono confinate e tutta l'aria viene trattata prima dell'emissione in atmosfera, in altri casi soltanto alcune fasi del trattamento sono confinate, mentre altre ad esempio ricezione o maturazione avvengono su aree pavimentate e, per lo più, coperte.

In ciascun impianto sono stati effettuati una serie di prelievi in aree rappresentative al fine di monitorare le diverse fasi di trattamento e in particolare: cumuli di rifiuti in fase di ricezione, rifiuti in fase di biostabilizzazione e maturazione, presidi di abbattimento delle emissioni di odori.

Si è proceduto, inoltre, alla stima del flusso di odore dall'impianto al fine di applicare modelli di dispersione per quantificare il livello di odore all'esterno del perimetro dell'impianto e a diverse distanze dalla potenziale fonte emissiva.

#### *Impianto di compostaggio in provincia di Ravenna (Faenza)*

Nell'impianto di compostaggio dei rifiuti agro-industriali di Ravenna sono stati raccolti 7 campioni di aria osmogena in corrispondenza dei punti ritenuti più problematici, 2 in prossimità del biofiltro e 5 in altre zone dell'impianto.

In particolare, sono stati prelevati:

- 1 campione sul cumulo di frazione organica selezionata (FOS) stoccato all'aperto in giornata con una superficie di circa 49 m<sup>2</sup> (7 m x 7 m) per 2.20 metri in media di altezza e conseguente volumetria di 107 m<sup>3</sup> corrispondenti a circa 75t (peso specifico 0.7 t/m<sup>3</sup>);
- 1 campione sul cumulo di pollina stoccato sotto tettoia pavimentata in giornata con una superficie di circa 24 m<sup>2</sup> (8 m x 3 m) per 2 metri in media di altezza e conseguente volumetria di 48 m<sup>3</sup> corrispondenti a circa 40 t (peso specifico 0.85 t/m<sup>3</sup>);
- 1 campione sul cumulo di ammendante in maturazione stoccato da 2 mesi sotto tettoia pavimentata con una superficie di circa 800 m<sup>2</sup> (35 m x 20 m) per 2 metri in media di altezza e conseguente volumetria di 1400 m<sup>3</sup> corrispondenti a circa 700 t (peso specifico 0.5 t/m<sup>3</sup>),
- 1 campione sul cumulo di materiale finito stoccato da 3 giorni posto sotto tet-

toia pavimentata con una superficie di circa 20 m<sup>2</sup> (5m x 4m) per 3 metri in media di altezza e conseguente volumetria di 60 m<sup>3</sup> corrispondenti a circa 33t (peso specifico 0.55 t/m<sup>3</sup>).

Per valutare l'efficienza del biofiltro, nel quale confluisce l'aria proveniente dal capannone di biossificazione è stato prelevato un campione in ingresso e due in uscita al biofiltro stesso, con superficie emittente pari a 120 m<sup>2</sup> (20m x 6m) per un totale pari a 120m<sup>2</sup> x 1,30m = 166 m<sup>3</sup> di materiale filtrante.

I risultati sono riassunti nelle tabelle seguenti 5.13 e 5.14.

Tabella 5.13: Campagna di misure del 19/2 nell'impianto di compostaggio di Padova

Campione	Punti di emissione	Ora	T aria* °C	Umidità* %	T. biof* °C	V. esp.* %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	cumulo di FOS (stoccato in giornata)	15.00-15.32 <sup>2</sup>	13,9				7.336
2	ingresso biofiltro	15.20	20,2	60,2			3.775
3	cumulo di pollina (stoccato in giornata)	15.40-16.12 <sup>2</sup>	16,7				8.476
4	cumulo di ammendante in maturazione	16.15-16.47 <sup>2</sup>	14,8				320
5	cumulo di materiale finito	16.50-17.22 <sup>2</sup>	19,8				233
6	uscita biofiltro, A	16.20 <sup>1</sup>	11,5	99,9	14,4	0,7	147
7	uscita biofiltro, B	16.25 <sup>1</sup>	12,0	99,9	14,0	0,4	131

Note:

\* I valori di temperatura a valle del biofiltro, i valori di temperatura del biofiltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica

Tabella 5.14: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Padova

Campione	Punti di emissione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
1	cumulo di FOS (stoccato in giornata)	0,378	7.336	2.773	14.148
3	cumulo di pollina (stoccato in giornata)	0,378	8.476	3.204	16.347
4	cumulo di ammendante in maturazione	0,378	320	121	617
5	cumulo di materiale finito	0,378	233	88	449

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella ux chamber.

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

Dai risultati ottenuti si osserva che il cumulo di frazione organica selezionata ed il cumulo di pollina stoccati in giornata sotto tettoia pavimentata senza alcun sistema di aspirazione risultano essere, tra i cumuli analizzati, quelli a più elevata molestia olfattiva con una concentrazione rispettivamente di 7.336 O.U./m<sup>3</sup> e 8.476 O.U./m<sup>3</sup> (campioni 1 e 3), mentre il cumulo di ammendante nella fase finale della maturazione e il cumulo di materiale finito, presentano una concentrazione di odore nettamente più bassa (campioni 4 e 5).

I campioni a monte e a valle del biofiltro prelevati per valutarne l'efficienza, hanno evidenziato come l'impatto odorigeno viene attenuato dal sistema biofiltrante passando da una con-



centrazione di odore 3.775 O.U./m<sup>3</sup> ad una concentrazione di odore che varia da 147 O.U./m<sup>3</sup> (campione A) a 131 O.U./m<sup>3</sup> (campione B).

Relativamente all'uniformità di funzionamento del biofiltro i valori di temperatura, umidità e velocità di espulsione dell'aria emessa nei punti di campionamento non hanno evidenziato in maniera apprezzabile zone morte o viceversa zone di passaggio preferenziale d'aria.

#### *Impianto di compostaggio in provincia di Milano (Muggiano)*

Nell'impianto di Milano, nel quale vengono trattati rifiuti organici provenienti dalla raccolta differenziata domestica e mercatale miscelati con rifiuti vegetali provenienti da verde pubblico e scarti lignocellulosici, sono stati prelevati 12 campioni in entrata ed in uscita dagli scrubber e dai biofiltri.

Nel dettaglio, sono stati prelevati:

- 1 campione nel condotto di adduzione allo scrubber trattante l'aria proveniente dal capannone ove avviene la fase di ricezione e pretrattamento del rifiuto ed 1 campione nel condotto di uscita dal medesimo scrubber, nonché plenum del corrispondente biofiltro preposto al trattamento finale della stessa aria sopra menzionata;
- 2 campioni in uscita dal biofiltro sopra menzionato (trattante l'aria proveniente dalla zona ricezione e pretrattamento), con superficie emittente di 365 m<sup>2</sup> (10,5 m x 34,8 m) pari a 365 m<sup>2</sup> x 1,30 m = 475 m<sup>3</sup> di materiale filtrante, costituiti ciascuno dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti;
- 1 campione nel condotto di adduzione allo scrubber trattante l'aria proveniente dal capannone ove avviene la fase di compostaggio ed 1 campione nel condotto di uscita dal medesimo scrubber, nonché plenum del corrispondente biofiltro preposto al trattamento finale della stessa aria sopra menzionata;
- 2 campioni in uscita dal biofiltro sopra menzionato (trattante l'aria proveniente dalla zona compostaggio), con superficie emittente di 757 m<sup>2</sup> (10,6 m x 71,40 m) pari a 757 m<sup>2</sup> x 1,30 m = 984 m<sup>3</sup> di materiale filtrante, costituiti ciascuno dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di tre punti;
- 2 campioni nei condotti di adduzione ai biofiltri che trattano l'aria proveniente da due diverse zone dello stesso capannone ove avviene la fase di maturazione del rifiuto. Il prelievo è stato eseguito utilizzando gli appositi fori di prelievo presenti sui 2 condotti senza l'ausilio della cappa, usando la pompa a vuoto e riempiendo il sacchetto in Nalophan;
- 2 campioni in uscita dai due suddetti biofiltri (trattanti l'aria proveniente dalla zona di maturazione), con superfici emittenti di 388 m<sup>2</sup> (9,5 m x 40,8 m) ciascuno pari a 388 m<sup>2</sup> x 1,30 m = 504 m<sup>3</sup> di materiale filtrante, costituito dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di quattro punti.

I risultati sono riassunti nella tabella seguente 5.15.

I risultati hanno permesso di individuare le zone più problematiche in termini di molestia olfattiva e l'efficienza dei presidi ambientali atti alla deodorizzazione dell'aria proveniente dalle diverse zone dell'impianto.

La fase più problematica, in termini di molestia olfattiva, tra quelle analizzate, appare essere quella del compostaggio accelerato con una concentrazione di odore di 15.102 O.U./m<sup>3</sup> (campione 5). Le arie provenienti dagli altri capannoni hanno concentrazioni di odore dimezzate, infatti le concentrazioni di odore misurate nella fase di ricezione e nella fase di maturazione presentano valori paria a 6.727 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1), 8.000 O.U./m<sup>3</sup> (campione 9) e 6.536 O.U./m<sup>3</sup> (campione 11). I diversi valori in termini di O.U./m<sup>3</sup> per i due campioni (campioni 9 e 11) provenienti da diverse zone del capannone di maturazione sono spiegabili imputando la differenza di concentrazione di odore alla posizione dei cumuli in maturazione rispetto alle bocchette di presa in aspirazione.

L'analisi dei dati relativi ai due scrubber, posti a presidio delle arie provenienti dal capannone di ricezione e preselezione e del compostaggio accelerato, prima dei sistemi di biofiltrazione, ha mostrato risultati piuttosto disomogenei. Infatti, mentre lo scrubber trattante le arie provenienti dal

Tabella 5.15: Campagna di misure del 27/2 nell'impianto di compostaggio di Milano

Campione	Punti di emissione		Ora	P. di carico hPa	T aria* °C	Umidità* %	T. biof* °C	V. esp.* %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Biofiltro R Ricezione e preselezione	Ingresso scrubber	10.00	3,10	13,2	99,9			6.727
2		Uscita scrubber	10.05		14,2	99,9			1.260
3		Uscita biofiltro R	10.10		14,8	99,9	15,3	0,2	71
4		Uscita biofiltro R	10.20		14,2	99,9	15,3	0,2	87
5	Biofiltro C Compostaggio accelerato	Ingresso scrubber	10.35	0,78	19,8	99,9			15.102
6		Uscita scrubber	10.40		24,4	99,9			10.997
7		Uscita biofiltro C	10.50		14,2	99,9	15,3	0,2	261
8		Uscita biofiltro C	11.00		14,2	99,9	15,3	0,2	381
9	biofiltro Ma Maturazione	Ingresso biofiltro Ma	11.20	10,40	11,8	99,9			8.000
10		Uscita biofiltro Ma	11.00		13,6	99,9	14,0	0,4	655
11	Biofiltro Mb Maturazione	Ingresso biofiltro Mb	11.50	11,05	14,0	99,9			6.536
12		Uscita biofiltro Mb	11.30		14,3	99,9	14,0	0,4	254

Note:

\* I valori di temperatura ed umidità a valle del biofiltro, i valori di temperatura del biofiltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

capannone di ricezione e preselezione ha un'ottima efficienza (81,3%), mentre quello trattante le arie provenienti dal capannone del compostaggio accelerato ha un'efficienza molto modesta (27%). Non sono state effettuate misurazioni chimico - fisiche che potrebbero dare motivazione della differente efficienza; la spiegazione più probabile potrebbe essere la diversa tempistica di spurgo degli scrubber ( il primo laverebbe in tal caso con acqua più "pulita" del secondo).

I valori di concentrazione di odore riscontrati in uscita dai letti filtranti analizzati, hanno dato risultati discreti da un punto di vista delle efficienze di abbattimento degli odori. L'efficienza più bassa è stata riscontrata sul biofiltro Ma che, con una concentrazione di odore di 655 O.U./m<sup>3</sup> (campione n. 10) in uscita dallo stesso, mostra un'efficienza del 92%. E' importante osservare che tale letto filtrante era stato sostituito da poco e forse, non era entrato ancora a pieno regime; probabilmente, la stessa misura ripetuta a distanza di più giorni avrebbe dato efficienze ancora maggiori. Anche gli altri biofiltri, trattanti le arie provenienti dal capannone ricezione e preselezione, di compostaggio accelerato e il secondo biofiltro utilizzato per le arie provenienti dal capannone di maturazione, hanno presentato efficienze rispettivamente del 94% (biofiltro R), 97% (biofiltro C) e 96% (biofiltro Ma) tutte da considerarsi ottime per un sistema di biofiltrazione.

Relativamente all'uniformità di funzionamento dei biofiltri i valori di temperatura, umidità e velocità di espulsione dell'aria emessa nei punti di campionamento non hanno evidenziato in maniera apprezzabile zone morte o viceversa zone di passaggio preferenziale d'aria. Le velocità di espulsione dell'aria dai biofiltri variano da 0,2 a 0,6 m/s, velocità che possono essere considerate simili e che non indicano la presenza di canali preferenziali per il passaggio dell'aria. I valori di temperatura dei letti filtranti di ricezione e preselezione e del compostaggio si aggirano attorno ai 15°C, quelli di maturazione attorno ai 14°C. Tali valori si mantengono costanti su tutta la superficie confermando una buona omogeneità dei letti.

*Impianto di compostaggio in provincia di Padova (Vigonza)*

Nell'impianto di Padova vengono utilizzati, come materiali compostabili, i fanghi originati dalla depurazione delle acque reflue urbane miscelati a residui lignocellulosici provenienti dalla maturazione del verde e dalle lavorazioni agricole ed industriali.

Nel suddetto impianto sono stati prelevati 12 campioni di aria osmogena sia in prossimità dei due biofiltri, sia nelle altre zone ritenute potenziali fonti di molestia olfattiva.

In particolare è stato prelevato:

- 1 campione sul cumulo di verde (sfalci) stoccato all'aperto con una superficie di circa 600 m<sup>2</sup> (15 m x 40 m) per 4 metri in media di altezza e conseguente volumetria di 2400 m<sup>3</sup>;
- 1 campione sul cumulo di sfalci e mercatali triturati e miscelati, sempre stoccato all'aperto con una superficie di circa 600 m<sup>2</sup> (15 m x 40 m) per 4 metri in media di altezza e conseguente volumetria di 2400 m<sup>3</sup>;
- 1 campione sul cumulo del prodotto in maturazione da 15 giorni (dopo aver subito la fase di 28 giorni di bioossidazione) con una superficie di circa 250 m<sup>2</sup> (5 m x 50 m) per 4 metri in media di altezza e conseguente volumetria di 1000 m<sup>3</sup>;
- 1 campione sul cumulo del materiale finito in stoccaggio sotto tettoia con superficie di circa 24 m<sup>2</sup> (6 m x 4 m) per 4 metri in media di altezza e conseguente volumetria di 96 m<sup>3</sup>.

È stato inoltre prelevato 1 campione nel condotto del biofiltro proveniente dal capannone ove vengono stoccati i fanghi in arrivo all'impianto che verranno miscelati con la frazione verde a dare il prodotto finale e 1 campione in uscita dal suddetto biofiltro di superficie emittente di 228 m<sup>2</sup> (19 m x 12 m) pari a 228 m<sup>2</sup> x 1,20 m = 274 m<sup>3</sup> di materiale filtrante. Al momento del prelievo il capannone conteneva una quantità di fanghi piuttosto modesta.

Sono stati effettuati inoltre 4 campioni nei condotti dei biofiltri, provenienti dal capannone di bioossidazione. Ognuno di tali condotti ha asservito un diverso ventilatore che aspira l'aria dal medesimo capannone di bioossidazione.

Infine è stato effettuato un prelievo nel plenum del biofiltro, posto a presidio delle arie provenienti dal capannone di bioossidazione, ove le arie dei succitati 4 condotti vengono a miscelarsi ed un prelievo in uscita al suddetto biofiltro di superficie emittente di 494 m<sup>2</sup> (19m x 26m) pari a 494 m<sup>2</sup> x 1,20m = 593 m<sup>3</sup> di materiale filtrante.

I risultati sono riportati nelle tabelle 5.16 e 5.17.

Tabella 5.16: Campagna di misure del 27/3 nell'impianto di compostaggio di Padova

Campione	Punti di emissione	Ora	P. di carico hPa	T aria* °C	Umidità* %	T. biof* °C	V. esp.* %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	cumulo di verde (sfalci)	11.20 11.52 <sup>2</sup>		26,7				4.896
2	cumulo di tritato (sfalci+mercatali)	12.00 12.32 <sup>2</sup>		20,5				6.924
3	cumulo in maturazione (da 15 giorni)	12.40 13.12 <sup>2</sup>		18,4				2.520
4	ingresso biofiltro 1, IB1 (fanghi)	13.30	7,60	18,3	60,1		13,3	2.311
5	uscita biofiltro 1, A (fanghi)	13.40 <sup>1</sup>	20,3	66,4	14,0		1,0	972
6	ingresso biofiltro 2 (bioossidazione, ventilatore 1)	13.50	8,93	15,0	99,9		18,1	36.971
7	ingresso biofiltro 2 (bioossidazione, ventilatore 2)	14.00	6,43	15,2	99,9		22,3	47.946
8	ingresso biofiltro 2 (bioossidazione, ventilatore 3)	14.10	5,70	15,1	99,9		22,1	32.938

segue

segue

Tabella 5.16: Campagna di misure del 27/3 nell'impianto di compostaggio di Padova

Campione	Punti di emissione	Ora	P. di carico hPa	T aria* °C	Umidità* %	T. biof* °C	V. esp.* %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
9	ingresso biofiltro 2 (biossificazione, ventilatore 4)	14.20	6,55	15,4	99,9		20,6	25.398
10	plenum biofiltro 2, IB2 (biossificazione)	15.00						50.797
11	uscita biofiltro 2, B (biossificazione)	15.10 <sup>1</sup>		24,2	99,9	31,6	1,3	1.731
12	cumulo di materiale finito	15.00 15.32 <sup>2</sup>		23,2				1.224

Note:

\* I valori di temperatura a valle del bio ltro come pure i valori di temperatura del bio ltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica

Tabella 5.17: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Padova

Campione	Punti di emissione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
1	cumulo di verde (sfalci)	0,378	4.896	1.851	9.442
2	cumulo di triturato (sfalci+mercatali)	0,378	6.924	2.617	13.353
3	cumulo in maturazione (da 15 giorni)	0,378	2.520	953	4.860
12	cumulo di materiale finito	0,378	1.224	463	2.361

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella flux chamber.

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla flux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

Il cumulo di verde (sfalci), lasciato in stoccaggio all'aperto senza alcun sistema di aspirazione presenta una discreta molestia olfattiva con una concentrazione di odore di 4.896 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1) ed un flusso di odore pari a 9.442 O.U./m<sup>2</sup>h. La triturazione del materiale sopra citato e la sua miscelazione con mercatali triturati provoca un incremento della molestia olfattiva portando la concentrazione di odore a 6.924 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2). L'incremento di odore è senza dubbio dovuto in parte alla triturazione del materiale e in parte all'aggiunta di mercatali che, seppur agendo da materiale strutturante, hanno un considerevole odore e comportano un aumento delle O.U./m<sup>3</sup>.

Il cumulo in maturazione presenta una concentrazione di odore di 2.520 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3) e un flusso di odore nel tempo ad essa associato di 4.860 O.U./m<sup>2</sup>h. Tali valori appaiono nettamente inferiori a quelli riscontrati sui cumuli precedentemente analizzati, deve essere considerato il fatto che la misura è stata eseguita su un cumulo in maturazione da soli 15 giorni e che si può ragionevolmente ipotizzare un decremento della molestia olfattiva data dal cumulo con il passare dei giorni.

Il cumulo di materiale finito (campione 12), in stoccaggio, presenta una concentrazione di odore nettamente inferiori a quelli riscontrati sul cumulo in maturazione da 15 giorni, essendo questo un campione prelevato su un cumulo che è stato in maturazione per 60 giorni. Tuttavia il valore della concentrazione di odore appare decisamente troppo alto per poter considerare il prodotto in stoccaggio pronto per l'uscita dall'impianto, 1.224 O.U./m<sup>3</sup> denotano, infatti, una discreta attività microbica all'interno del cumulo e una non completa mineralizzazione della sostanza organica.

Il campione prelevato nel condotto di adduzione al biofiltro 1, e proveniente dal capannone di ricezione fanghi, presenta una concentrazione d'odore di 2.311 O.U./m<sup>3</sup> (campione 4), inoltre, si evidenzia che al momento del prelievo il capannone in questione era solo in parte utilizzato per lo stoccaggio fanghi, tale sovradimensionamento del capannone rispetto alla quantità di rifiuto da stoccare fa pensare ad un inevitabile incremento delle O.U./m<sup>3</sup> se tale capannone dovesse accogliere maggiori quantità di fanghi. L'efficienza del biofiltro è risultata piuttosto bassa, attorno al 58% (campione n. 5 conc. in uscita 972 O.U./m<sup>3</sup>), data la limitata estensione del biofiltro è stato analizzato un solo punto e non si possono dunque fare considerazioni sull'uniformità dello stesso, ma dai dati fisici rilevati appare evidente una scarsa umidità del materiale filtrante che non è neanche vicino alle condizioni di saturazione (66%).

I campioni prelevati nei condotti di adduzione al biofiltro 2, e provenienti dal capannone di bioossidazione, presentano una concentrazione d'odore che varia tra 25.398 (campione 9) e 47.946 O.U./m<sup>3</sup> (campione 7). Tale differenti concentrazione di odore dipendono essenzialmente dalla zona del capannone di bioossidazione da cui la bocchetta di aspirazione prendeva l'aria da inviare al biofiltro. Il plenum del biofiltro, ove le arie dei condotti succitati si mescolano è stata rappresentata da un altro campione che ha presentato una concentrazione di odore di 50.797 O.U./m<sup>3</sup> (campione 10). L'incremento di odore riscontrato nel plenum rispetto ai condotti è imputabile a effetti sinergici tra le molecole odorigene che vengono in contatto nel plenum del biofiltro. L'efficienza di abbattimento di tale presidio è alta e si attesta attorno al 97% (campione 11 in uscita concentrazione d'odore 1.731 O.U./m<sup>3</sup>).

#### *Impianto di compostaggio in provincia di Torino*

Presso l'impianto di compostaggio di rifiuti ad alto contenuto organico di Torino, sono stati prelevati 16 campioni, 4 sui cumuli relativi alle fasi di lavorazione e 12 in ingresso ed in uscita dei presidi (1 scrubber e 5 biofiltri) che trattano le arie provenienti sia dalla zona di ricezione, sia da quella di compostaggio.

In particolare sono stati prelevati:

- 2 campioni, uno sul cumulo di materiale in maturazione da poche ore e l'altro sul materiale in maturazione da 30 giorni. I cumuli analizzati erano disposti sotto due tettoie e disposti in 3 corsie per tettoia, ogni corsia occupava una superficie di 400 m<sup>2</sup> (100m per 4 m) ed era alta 3 metri;
- 1 campione sul cumulo di materiale finito in stoccaggio da pochi giorni ed 1 prelievo sul cumulo di verde cippato che occupava al momento del prelievo una superficie di circa 100 metri quadrati ed era alto 3 metri (materiale in stoccaggio prima della triturazione e miscelazione con l'organico).

Per valutare l'efficienza dei presidi sono stati prelevati:

- 1 campione nel condotto di adduzione allo scrubber, trattante l'aria proveniente dal capannone di bioossidazione del rifiuto ed 1 campione nel condotto di adduzione al biofiltro che costituisce l'uscita dello stesso scrubber. Tale prelievo è stato eseguito per determinare l'efficienza dello scrubber e l'efficienza dei biofiltri a valle;
- 2 campioni in uscita da ciascun biofiltro (5 biofiltri) in corrispondenza di due punti sulla superficie biofiltrante del letto. Ogni biofiltro ha le seguenti caratteristiche: 17m per 10m corrispondenti ad un'area biofiltrante di 170 m<sup>2</sup> ognuno e ad un volume di 255 m<sup>3</sup> (altezza media 1,5 metri).

I risultati sono riportati nel dettaglio in tabella 5.18 e 5.19.

Tabella 5.18: Campagna di misura del 30/5 nell'impianto di compostaggio di Torino

Campione	Punti di emissione	Ora	P. di carico hPa	T aria* °C	Umidità* %	T. biof* °C	V. esp.* %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Ingresso scrubber	11.00		24,2	58,4		16,3	45.255
2	Uscita scrubber/ plenum biofiltri	11.10	4,2	34,1	66,6			34.896
3	Uscita biofiltro 1, A	11.30 <sup>1</sup>		37,2	69,2	33,8	1,0	370
4	Uscita biofiltro 1, B	11.40 <sup>1</sup>		38,1	70,3	33,1	0,9	320
5	Uscita biofiltro 2, A	11.50 <sup>1</sup>		37,1	69,3	34,4	1,0	359
6	Uscita biofiltro 2, B	12.00 <sup>1</sup>		37,2	65,9	34,1	0,7	240
7	Uscita biofiltro 3, A	12.10 <sup>1</sup>		38,1	61,9	30,5	0,7	403
8	Uscita biofiltro 3, B	12.20 <sup>1</sup>		38,2	65,1	31,5	1,0	207
9	Uscita biofiltro 4, A	12.30 <sup>1</sup>		38,2	64,5	32,1	0,6	466
10	Uscita biofiltro 4, B	12.40 <sup>1</sup>		38,7	63,9	33,0	2,0	5.187
11	Uscita biofiltro 5, A	12.50 <sup>1</sup>		38,5	63,2	32,9	2,5	4.631
12	Uscita biofiltro 5, B	12.55 <sup>1</sup>		38,2	65,1	33,1	0,9	240
13	Cumulo in maturazione a t=0 giorni	12.40 13.12 <sup>2</sup>		32,6				1.498
14	Cumulo in maturazione a t=30 giorni	14.00 14.32 <sup>2</sup>		31,4				1.010
15	Cumulo in materiale finito in stoccaggio	14.40 15.12 <sup>2</sup>		42,8				739
16	Cumulo di verde cippato	15.00 15.32 <sup>2</sup>		43,5				3.364

Note:

\*I valori di temperatura ed umidità a valle del biofiltro, i valori di temperatura del biofiltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

<sup>1</sup>campionamento effettuato con cappa statica.

<sup>2</sup>campionamento effettuato con cappa dinamica.

Tabella 5.19: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Torino

Campione	Punti di emissione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
13	Cumulo in maturazione a t=0 giorni	0,378	1.498	566	2.889
14	Cumulo in maturazione a t=30 giorni	0,378	1.010	382	1.948
15	Cumulo di finito in stoccaggio	0,378	739	279	1.425
16	Cumulo di verde cippato	0,378	3.364	1.272	6.488

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella *ux chamber*;

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla *ux chamber* (avente raggio pari a 0,25 metri).

I valori di concentrazione di odore riscontrati sui cumuli in maturazione, sui cumuli in stoccaggio del prodotto finito e sul cumulo degli sfalci verdi sono rispettivamente pari a 1.498 O.U./m<sup>3</sup> (campione 13), 1.010 O.U./m<sup>3</sup> (campione 14), 739 O.U./m<sup>3</sup> (campione 15) e 3.364 O.U./m<sup>3</sup> (campione 16). Tali cumuli, pur non avendo concentrazioni di odore molto elevate, hanno ampia superficie di esposizione al vento e dunque alta probabilità di essere fonte di molestia olfattiva.

Il valore di concentrazione di odore riscontrato in ingresso allo scrubber ha mostrato risultati piuttosto rilevanti in termini di carico odorigeno con una concentrazione di odore di 45.255 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1); il corrispondente valore in uscita allo stesso scrubber mostra una con-

centrazione di odore di 34.896 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2) l'efficienza di abbattimento del presidio si attesta attorno al solo 23%.

L'efficienza media invece del biofiltro 2 e biofiltro 3, è risultata buona (99%), i risultati riscontrati in uscita dai biofiltri 4 e 5 sono discordanti tra loro (campioni 9 e 10, 11 e 12) differendo le concentrazioni d'odore di più di un ordine di grandezza, non è corretto calcolare un'efficienza media del presidio. I parametri fisici misurati hanno mostrato, in maniera apprezzabile, zone morte e viceversa, zone di passaggio preferenziale d'aria (i valori di velocità di espulsione variano da 0,6 m/s a 2 m/s nel biofiltro 4, da 2,5 m/s a 0,9 m/s, nel biofiltro 5). Sul punto campionato con velocità di espulsione maggiore è stato riscontrato, infatti, un valore emissivo molto superiore in quanto a molestia olfattiva, indice di zona a passaggio preferenziale di aria, infatti, molto probabilmente, l'aria passa attraverso il biofiltro senza permagnervi per un adeguato tempo di contatto, provocando una conseguente mancanza di degradazione delle molecole odorigene da parte dei microrganismi supportati sul letto biofiltrante.

#### *Impianto di compostaggio in provincia di Padova (Este)*

Presso l'impianto in provincia di Padova per la bioconversione di fanghi, frazione organica separata e residui vegetali, sono stati effettuati 12 prelievi di aria osmogena in diversi punti dell'impianto, sia sui cumuli di verde, sia in ingresso ed in uscita degli scrubber e dei biofiltri atti al contenimento delle emissioni potenzialmente odorose, per valutarne l'efficienza.

In particolare sono stati prelevati:

- 2 campioni sui cumuli di verde (uno tritato e l'altro non tritato) da miscelare con l'organico al fine di avere un buon contenuto di agente strutturante all'interno del prodotto finale compostato;
- 2 campioni nei condotti di adduzione di ciascuno dei due scrubber, trattanti le arie provenienti dal capannone del compostaggio con una portata rispettivamente di 91.562 e 92.692 m<sup>3</sup>/h;
- 4 campioni in uscita da ciascuno dei due biofiltri posti a valle degli scrubber sopra menzionati.

I risultati ottenuti sono riportati nelle tabelle 5.20 e 5.21.

Tabella 5.20: Campagna di misura del 3/9 nell'impianto di compostaggio di Padova

Campione	Punti di emissione	Ora	P. di carico hPa	T aria* °C	Umidità* %	T. biof* °C	V. esp.* %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Ingresso scrubber linea 1	14.00	91.562	36,6	99,9		8,1	39.170
2	Ingresso scrubber linea 2	14.10	92.692	36,1	99,9		8,2	36.971
3	Uscita biofiltro linea 1, A	14.20 <sup>1</sup>		33,9	99,9	40,5	0,8	2.224
4	Uscita biofiltro linea 1, B	14.25 <sup>1</sup>		34,5	99,9	43,9	0,8	5.040
5	Uscita biofiltro linea 1, C	14.30 <sup>1</sup>		35,7	99,9	40,7	0,9	4.490
6	Uscita biofiltro linea 1, D	14.35 <sup>1</sup>		35,2	99,9	38,8	0,9	4.117
7	Uscita biofiltro linea 2, A	14.40 <sup>1</sup>		39,2	99,9	44,5	0,8	2.448
8	Uscita biofiltro linea 2, B	14.45 <sup>1</sup>		36,4	99,9	46,4	1,1	4.757
9	Uscita biofiltro linea 2, C	14.50 <sup>1</sup>		37,1	99,9	46,1	1,2	3.886
10	Uscita biofiltro linea 2, D	14.55 <sup>1</sup>		37,5	99,9	43,7	1,1	3.668
11	Cumulo di verde non tritato	14.30 15.02 <sup>2</sup>		56,1				15.545
12	Cumulo di verde tritato	15.10 15.42 <sup>2</sup>		51,2				21.357

Note:

\* I valori di temperatura ed umidità a valle del biofiltro, i valori di temperatura del biofiltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica

Tabella 5.21: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Padova

Campione	Punti di emissione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tem- po <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odo- re <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
11	Cumulo di verde non tritato	0,378	15.545	5.876	29.980
12	Cumulo di verde tritato	0,378	21.357	8.073	41.189

Note:  
<sup>1</sup>calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella ux chamber.  
<sup>2</sup>calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

Le misure effettuate hanno evidenziato come, i valori di concentrazione di odore riscontrati in ingresso ai 2 scrubber hanno dato risultati piuttosto rilevanti in termini di carico odorigeno con una concentrazione di 39.170 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1) e di 36.971 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2), trattandosi di aria proveniente dal medesimo capannone, la differenza, peraltro minima, del carico odorigeno da un condotto all'altro è spiegabile come un'inevitabile differenza di molestia olfattiva nelle diverse zone all'interno del capannone.

I valori di concentrazione di odore riscontrati in uscita dal biofiltro 1 variano da 2.224 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3) a 5.040 O.U./m<sup>3</sup> (campione 4) e i valori di concentrazione di odore riscontrati in uscita dal biofiltro 2 variano invece da 2.448 O.U./m<sup>3</sup> (campione 7) a 4.757 O.U./m<sup>3</sup> (campione 8); le efficienze dei presidi ambientali preposti alla deodorizzazione del flusso in ingresso agli scrubber (scrubber 1 biofiltro 1; scrubber 2 biofiltro 2) si attestano su un'efficienza che varia, nel primo caso dal 94% all'87%, nel secondo caso 99% all'87%.

Le efficienze sopra determinate sono da considerarsi mediamente basse essendo state calcolate globalmente su scrubber e biofiltri. Non essendo stato possibile prelevare un campione di aria osmogena in uscita allo scrubber o nel plenum del biofiltro è difficile determinare quale dei due sistemi di presidio andrebbe migliorato. Infatti, anche se sui letti filtranti sono stati misurati parametri fisici mediamente piuttosto omogenei, in termini di velocità di espulsione, temperatura del letto filtrante, temperatura e umidità del flusso, essi si presentavano visivamente con forti avvallamenti e innalzamenti nel materiale strutturante che hanno sicuramente determinato un diverso tempo di permanenza dell'aria osmogena attraverso il letto filtrante. I valori di concentrazione di odore riscontrati sui cumuli di verde hanno mostrato concentrazioni di odore decisamente elevate con valori che vanno da 21.357 O.U./m<sup>3</sup> (campione 12) per il cumulo di materiale tritato, corrispondenti a un flusso di odore di 41.189 O.U./m<sup>2</sup>h, a 15.545 O.U./m<sup>3</sup> (campione 11) per il cumulo di materiale in attesa di essere tritato, corrispondenti a un flusso di odore di 29.980 O.U./m<sup>2</sup>h. Tali valori sono da considerarsi molto elevati, sia per l'alta concentrazione riscontrata, sia per l'estensione dei cumuli di verde lavorati quotidianamente.

#### *Impianto di compostaggio in provincia di Verona*

L'impianto in provincia di Verona tratta, oltre ai rifiuti organici provenienti da raccolta differenziata, anche rifiuti speciali quali fanghi biologici, civili e rifiuti dal settore agro - industriale, pollina e lettiera esausta.

Le misure sono state effettuate in prossimità di ciascun cumulo fonte potenziale di molestia olfattiva e del dispositivo di abbattimento delle emissioni osmogene, sono stati, infatti effettuati 5 campionamenti sui cumuli delle diverse fasi di lavorazione e 6 tra l'ingresso e l'uscita del biofiltro trattante le arie provenienti dalla zona di ricezione e da quella di compostaggio.

Nel dettaglio sono stati prelevati:

- 1 campione sul cumulo di verde in stoccaggio prima della triturazione con superficie di circa 25 metri quadrati e altezza di 5 metri;
- 1 campione sul cumulo di verde tritato con superficie di circa 150 metri quadrati ed altezza di 5 metri;
- 1 campione sul cumulo in maturazione disposto sotto sei tettoie di superficie 175m<sup>2</sup> (35 m per 5 m) e di altezza di 5 metri ciascuna;



- 1 campione sul cumulo di materiale finito in stoccaggio miscelato con pollina (al 50%) al termine della fase di maturazione;
- 1 campione in corrispondenza del sovrillo disposto sotto una tettoia della superficie di 100m<sup>2</sup> (10m per 10 m) e di altezza 4 metri.

Sono stati inoltre prelevati 1 campione nel condotto di adduzione al biofiltro e 5 campioni in uscita costituiti ciascuno dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti sulla superficie biofiltrante del letto.

I risultati sono riportati nelle tabelle 5.22 e 5.23.

Tabella 5.22: Campagna di misure del 25/7 nell'impianto di compostaggio di Verona

Campione	Punti di emissione	Ora	P. di carico hPa	T aria* °C	Umidità* %	T. biof* °C	V. esp.* %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	cumulo di verde non tritato	11.50 12.22 <sup>2</sup>		45,3				4.757
2	cumulo di verde tritato	12.25 12.57 <sup>2</sup>		53,9				14.254
3	cumulo in maturazione sotto tettoia	13.40 14.12 <sup>2</sup>		45,6				12.699
4	prodotto finito miscelato con pollina	14.15 14.47 <sup>2</sup>		45,0				10.992
5	sovrillo sotto tettoia	13.05 13.37 <sup>2</sup>		32,5				5.040
6	ingresso biofiltro	14.55	17,3	35,7	69,5			52.285
7	Uscita biofiltro 1	15.00 <sup>1</sup>		37,4	72,8	41,3	0,7	1.374
8	Uscita biofiltro 2	15.10 <sup>1</sup>		37,0	76,8	32,6	0,8	5.187
9	Uscita biofiltro 3	15.20 <sup>1</sup>		36,9	82,5	31,6	0,7	1.587
10	Uscita biofiltro 4	15.30 <sup>1</sup>		37,3	73,5	31,8	1,0	4.000
11	Uscita biofiltro 5	15.40 <sup>1</sup>		38,2	67,1	34,2	0,7	28.509

Note:

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica.

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica.

\* I valori di temperatura ed umidità a valle del biofiltro come pure i valori di temperatura del biofiltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

T amb = 31.9; C U amb = 50.1%

Tabella 5.23: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Verona

Campione	Punti di emissione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
1	cumulo di verde non tritato	0,378	4.757	1.798	9.174
2	cumulo di verde tritato	0,378	14.254	5.388	27.490
3	cumulo in maturazione sotto tettoia	0,378	12.699	4.800	24.491
4	prodotto finito miscelato con pollina	0,378	10.992	4.155	21.199
5	sovrillo sotto tettoia	0,378	5.040	1.905	9.720

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella ux chamber.

\* calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

I risultati hanno evidenziato che il campione nel condotto di adduzione al biofiltro contenen-

te l'aria aspirata dalla zona di biossificazione ha un carico odorigeno piuttosto elevato presentando una concentrazione di odore di 52.285 O.U./m<sup>3</sup> (campione 6).

I cinque campioni prelevati sulla superficie emittente del biofiltro (campioni 7-8-9-10-11) hanno mostrato una disuniformità di abbattimento in termini di odore, con concentrazioni variabili da 1.374 O.U./m<sup>3</sup> (campione 7), a 28.509 O.U./m<sup>3</sup> (campione 11) ed hanno rilevato un'efficienza di abbattimento che varia rispettivamente tra il 97% ed il 45%, evidenziando la presenza di zone morte o di zone di passaggio preferenziale dell'aria.

I valori di umidità relativa non hanno dato risultati soddisfacenti riguardo il livello di saturazione del letto biofiltrante. Tali valori di umidità, rilevati nelle diverse zone di campionamento, variano infatti tra l'82% ed il 67%.

I cumuli in maturazione costituiscono una notevole fonte di molestia in termini di carico odorigeno legata ad un elevato flusso di odore, giustificato anche dalle dimensioni dell'area preposta al loro deposito, il valore di concentrazione di odore riscontrato è di 12.699 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3). Il materiale in maturazione infatti, è distribuito sotto sei tettoie della superficie di 175 m<sup>2</sup> ciascuna e di altezza pari a 5 metri. L'ampia superficie di esposizione di questa zona è dunque legata alla probabilità di essere fonte di molestia olfattiva.

Un discorso analogo può essere fatto anche per il campione prelevato sul materiale di sovravvallo, per quello prelevato sul cumulo in stoccaggio del prodotto finito e per quelli sui cumuli degli sfalci verdi triturati e non triturati.

#### *Impianti di compostaggio in provincia di Milano*

La campagna di misure del 23/1 è stata effettuata presso due impianti in provincia di Milano che trattano rifiuti urbani indifferenziati. Sono stati prelevati un totale di 12 campioni di cui 7 nel primo impianto e 4 nel secondo.

Tutti i prelievi sono stati effettuati all'interno di condutture contenenti le arie aspirate da diverse zone dell'impianto. I risultati ottenuti sono riportati in tabella 5.24.

Tabella 5.24: Campagna di misure del 23/1 presso gli impianti di compostaggio in provincia di Milano

Campione	Impianto	Punti di emissione	Ora	T aria °C	Umidità %	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Primo impianto	ingresso biofiltro	10.30	17,6	99,9	15.102
2		valle umidificatore	10.40	15,8	99,9	9.514
3		monte umidificatore	10.50	16,4	99,9	17.448
4		valle scrubber	11.00	14,9	99,9	35.919
5		monte scrubber	11.10	15,3	99,9	60.408
6		capannone ricezione	11.20	7,2	99,9	1.542
7		capannone selezione	11.30	9,9	99,9	1.456
8	Secondo impianto	aia di compost. (monte scrubber)	12.00	12,7	99,9	10.992
9		aia di compost. (valle scrubber)	12.10	11,7	99,9	5.993
10		ricezione-maturazione (monte scrubber)	12.20	8,4	99,9	3.886
11		ricezione-maturazione (valle scrubber)	12.30	7,3	95,8	1.731

Note:

Tutti i campioni sono prelevati con la sola pompa a vuoto

I campioni prelevati hanno permesso di valutare l'efficienza dei presidi ambientali utilizzati a monte dei biofiltri (umidificatore e scrubber).

I campioni prelevati dai condotti di aspirazione delle arie dei due capannoni rispettivamente di ricezione e selezione (campioni 6 e 7) hanno dato risultati in termini di concentrazione di odore piuttosto simili rispettivamente 1.542 O.U./m<sup>3</sup> e 1.456 O.U./m<sup>3</sup>.

Il campione prelevato nel condotto di adduzione a monte dell'umidificatore (portata nel condotto di 75.000 m<sup>3</sup>/h) che contiene le arie aspirate dal capannone di biossificazione (cam-

pione 3) ha una concentrazione di odore di 17.448 O.U./m<sup>3</sup>. Il campione prelevato dallo stesso condotto, a valle dell'umidificatore presenta una concentrazione di odore di 9.514 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2).

L'efficienza di tale sistema di abbattimento ad acqua si attesta attorno al 45,5%.

Le arie trattate dall'umidificatore hanno concentrazione di odore notevolmente inferiori rispetto a quelle trattate dallo scrubber. Le arie convogliate allo scrubber provengono infatti dalle bocchette di aspirazione dei cumuli in biossidazione sono, quindi, notevolmente più odorogene.

I campioni prelevati dal condotto di adduzione allo scrubber (portata condotto è di 30.000 m<sup>3</sup>/h) e a valle dello stesso (campioni 5 e 4), con una concentrazione di odore rispettivamente di 60.408 O.U./m<sup>3</sup> e di 35.919 O.U./m<sup>3</sup>, hanno evidenziato una efficienza del presidio ambientale attorno al 40,5%.

Il campione prelevato nel plenum del biofiltro ove si verifica una miscelazione delle arie provenienti dall'umidificatore e dallo scrubber presenta una concentrazione di odore di 15.102 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1).

Gli ultimi quattro campioni sono stati prelevati a monte e a valle dei due sistemi di abbattimento (tre coppie di scrubber) trattanti le arie provenienti dall'aia di compostaggio e dall'aia di ricezione- maturazione del secondo impianto in provincia di Milano.

Il campione prelevato a monte dello scrubber (campione 8) trattante le arie provenienti dall'aia di compostaggio ha una concentrazione di odore maggiore (10.992 O.U./m<sup>3</sup>) rispetto al corrispettivo campione prelevato a monte dello scrubber (campione 10) trattante le arie provenienti dai capannoni di ricezione-maturazione (3.886 O.U./m<sup>3</sup>).

I campioni prelevati in uscita degli scrubber sopra descritti (campioni 9 e 11) evidenziano un'efficienza di abbattimento, per lo scrubber trattante l'aria proveniente dall'aia di compostaggio del 45,5%, quella per lo scrubber trattante l'aria proveniente dal capannone di ricezione e maturazione del 55,5%.

#### *Impianto di compostaggio in provincia di Lodi*

L'impianto di compostaggio di Lodi tratta rifiuti solidi urbani e frazione secca proveniente dalla raccolta differenziata.

Sono stati infatti effettuati 2 prelievi in ingresso e 6 in uscita ai biofiltri trattanti le arie provenienti dalla zona di ricezione e da quella di compostaggio.

In dettaglio sono stati prelevati 2 campioni da condotti di adduzione ai biofiltri (E11 e E13) che trattano l'aria proveniente dalla fase di ricezione e biossidazione del rifiuto e due campioni in uscita da ciascuno dei suddetti biofiltri, costituiti ciascuno da aria prelevata in corrispondenza di due punti, aventi rispettivamente superficie emittente di 305 m<sup>2</sup> (10m x 30,5m) pari a 305m<sup>2</sup> x 1m = 305 m<sup>3</sup> di materiale filtrante e di 255 m<sup>2</sup> (10m x 25,5m) pari a 255m<sup>2</sup> x 1m = 255 m<sup>3</sup> di materiale filtrante. Gli ultimi 2 campioni sono stati prelevati in uscita del biofiltro E12 (trattante l'aria proveniente dalla zona ricezione e pretrattamento), con superficie emittente di 255 m<sup>2</sup> (10m x 25,5m) pari a 255m<sup>2</sup> x 1m = 255 m<sup>3</sup> di materiale filtrante.

I risultati sono riportati in tabella 5.25.

Dai dati riportati si può evidenziare come l'efficienza media dei biofiltri E11 ed E13 è risultata essere rispettivamente pari a 96% e 98%.

L'aria in ingresso al biofiltro E12 trattandosi di aria proveniente dal medesimo capannone, può essere stimata come una media dei valori ottenuti per i biofiltri sopracitati (11.986 O.U./m<sup>3</sup> -campione n 1 e di 9.792 O.U./m<sup>3</sup> -campione 6) pari a 10.889 O.U./m<sup>3</sup>. Avendo ottenuto come valori in uscita dal biofiltro E12 i valori di 196 O.U./m<sup>3</sup> (campione 4) e di 185 O.U./m<sup>3</sup> (campione 5) ed ipotizzando un valore di ingresso a tale modulo di 10.889 O.U./m<sup>3</sup> l'efficienza riscontrata del biofiltro supera il 98%.

Si evidenzia che i punti sulla superficie biofiltrante segnalati come "a flusso con velocità maggiore e minore" sono stati monitorati con anemometro a ventolino dando come risultati velocità di espulsione molto simili.

Relativamente all'uniformità di funzionamento del biofiltro i valori di temperatura, umidità e velocità di espulsione dell'aria emessa nei punti di campionamento non hanno evidenziato in maniera apprezzabile zone morte o viceversa zone di passaggio preferenziale d'aria. I valori di temperatura del letto filtrante si aggirano attorno ai 37-39°C e il flusso in uscita dal biofiltro è saturo.

Tabella 5.25: Campagna di misura del 18/4 presso l'impianto di compostaggio di Lodi

Campione	Punti di emissione	Ora	Portata di carico hPa	T aria °C	Umidità %	T. biof* °C	V. esp.* m/s	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	ingresso biofiltro	11.20	11.56	29,4	99,9			11.986
2	uscita biofiltro	11.25		27,3	99,9	39,0	0,9	320
3	uscita biofiltro	11.35		24,6	99,9	37,1	1,0	530
Efficienza media								96,45
4	uscita biofiltro	11.50		17,2	99,9	38,9	0,4	196
5	uscita biofiltro	12.00		20,3	99,9	38,5	0,7	185
6	ingresso biofiltro	12.10	10.35	26,4	99,9			9.792
7	uscita biofiltro	12.15		23,4	99,9	39,4	0,5	174
8	uscita biofiltro	12.25		19,9	99,9	38,8	0,6	180
Efficienza media								98,19

Note:

\* I valori di temperatura a valle del bio ltro come pure i valori di temperatura del bio ltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

#### Impianto di compostaggio in provincia di Frosinone

Nell'impianto di Frosinone, che tratta rifiuti urbani indifferenziati, sono stati effettuati 9 campionamenti in corrispondenza dei 3 presidi ambientali atti al trattamento delle arie provenienti dalla zona di ricezione e di compostaggio.

Sono stati prelevati 3 campioni nei condotti di adduzione dei biofiltri aventi rispettivamente superfici emittenti di 288 m<sup>2</sup> (18 m x 16 m) pari a 288m<sup>2</sup> x 1m = 288 m<sup>3</sup> di materiale filtrante. Le portate registrate nei tre condotti si attestano rispettivamente intorno ai 37.440 m<sup>3</sup>/h, 42.400 m<sup>3</sup>/h, 39.600 m<sup>3</sup>/h.

Infine, sono stati prelevati 2 campioni in uscita da ciascun biofiltro.

I risultati sono riportati in tabella 5.26

Tabella 5.26: Campagna di misura del 9/5 presso l'impianto di compostaggio di Frosinone

Campione	Punti di emissione	Ora	Portata di carico hPa	T aria °C	Umidità %	T. biof* °C	V. esp.* m/s	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	ingresso biofiltro 1	10.00 <sup>2</sup>	11,45	30,7	69,2		12,0	16.000
2	ingresso biofiltro 2	10.15 <sup>2</sup>	6,11	26,3	84,3		13,6	14.254
3	ingresso biofiltro 3	10.30 <sup>2</sup>	11,86	29,8	73,3		12,7	22.627
4	uscita biofiltro 1a	10.50 <sup>1</sup>		25,2	99,9	22,5	0,8	160
5	uscita biofiltro 1b	11.00 <sup>1</sup>		26,2	99,9	22,4	0,8	170
6	uscita biofiltro 2a	11.17 <sup>1</sup>		26,8	94,8	23,5	2,6	3.775
7	uscita biofiltro 2b	11.30 <sup>1</sup>		26,9	99,9	23,2	1,0	214
8	uscita biofiltro 3a	11.45 <sup>1</sup>		28,3	76,1	23,8	2,6	2.119
9	uscita biofiltro 3b	11.58 <sup>1</sup>		27,2	88,9	23,6	1,7	7.551

Note:

\* I valori di temperatura a valle del bio ltro, i valori di temperatura del bio ltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica

<sup>2</sup> campionamento effettuato con pompa a depressione

Tamb = 19,2 Uamb = 79%

I valori di concentrazione di odore riscontrati in ingresso ai biofiltri 1, 2 e 3 hanno dato risultati piuttosto rilevanti in termini di carico odorigeno con una concentrazione di 16.000

O.U./m<sup>3</sup> (campione n 1), di 14.254 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2) e di 22.627 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3). Trattandosi di aria proveniente dal medesimo capannone, la differenza del 25% circa del carico odorigeno da un condotto all'altro è spiegabile come un'inevitabile differenza di molestia olfattiva nelle diverse zone all'interno del capannone.

I valori in uscita al primo biofiltro di 160 O.U./m<sup>3</sup> (campione 4) e di 170 O.U./m<sup>3</sup> (campione n 5) hanno evidenziato un'efficienza pari al 99%, nel secondo biofiltro non è stato possibile calcolare l'efficienza, non potendo mediare i valori ottenuti essendo molto diversi. In tale biofiltro è evidente una disomogeneità della filtrazione, che provoca zone di passaggio preferenziale dell'aria con velocità di espulsione che variano dai 2,6 m/s a 1 m/s.

Anche il terzo biofiltro ha mostrato una bassa efficienza variabile tra il 66% e il 90%, evidenzia una disomogeneità della filtrazione che provoca zone di passaggio preferenziale dell'aria.

La pessima condizione di tale letto filtrante rispetto agli altri (in modo particolare rispetto al primo) dipende unicamente dall'età del materiale filtrante, che dovrebbe essere assolutamente sostituito come peraltro già in previsione.

#### *Impianto di compostaggio in provincia di Treviso*

L'impianto di Treviso è dotato di due linee, una per il trattamento dei rifiuti solidi urbani, l'altra per i rifiuti provenienti da raccolta differenziata; le due linee sono adiacenti, ma tenute totalmente separate da un setto divisorio in cemento armato.

Nell'impianto sono stati effettuati un totale di 10 prelievi in corrispondenza del biofiltro, per verificarne l'efficienza.

Sono stati prelevati 2 campioni in ingresso al biofiltro al cui plenum arriva l'aria aspirata dal capannone di bioossidazione. L'aria è captata attraverso due ventilatori centrifughi di cui, il primo aspira l'aria osmogena dalla zona del capannone dove sono in bioossidazione e maturazione i cumuli di rifiuti solidi urbani e il secondo dalla zona di bioossidazione e maturazione dei cumuli di rifiuti organici che vengono miscelati con del verde e dei fanghi.

In uscita dal biofiltro, che ha superficie emittente di 1.350m<sup>2</sup> (71,5 m x 19 m) per un totale 1.350 m<sup>2</sup> x 2,40m = 3.240 m<sup>3</sup> di materiale filtrante, sono stati prelevati 8 campioni.

I risultati ottenuti sono riportati in tabella 5.27.

Tabella 5.27: Campagna di misura del 4/6 presso l'impianto di compostaggio di Treviso

Campione	Punti di emissione	Ora	T aria °C	Umidità %	T. biof °C	V. esp. m/s	Portata m <sup>3</sup> /h	Portata di carico hPa	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	ingresso biofiltro (dalla zona del capannone con RU)	12.00 <sup>2</sup>	28,5	88,0		14,3	58.193	9,82	21.983
2	ingresso biofiltro (dalla zona FOSU/verde/fanghi)	12.05 <sup>2</sup>	27,4	79,9		12,5	50.868	10,37	27.697
3	uscita biofiltro A	12.15 <sup>1</sup>	26,9	99,9	24,5	0,4			453
4	uscita biofiltro B	12.30 <sup>1</sup>	30,3	99,9	25,0	0,5			508
5	uscita biofiltro C	12.45 <sup>1</sup>	30,8	87,2	24,7	2,0			1.888
6	uscita biofiltro D	13.00 <sup>1</sup>	29,1	78,5	25,1	2,1			1.335
7	uscita biofiltro E	14.30 <sup>1</sup>	27,9	65,3	26,2	2,0			2.245
8	uscita biofiltro F	14.40 <sup>1</sup>	31,1	69,8	25,5	2,5			2.181
9	uscita biofiltro G	15.00 <sup>1</sup>	32,2	98,2	24,2	0,2			240
10	uscita biofiltro H	16.00 <sup>1</sup>	26,4	99,9	25,3	0,3			240

Note:

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica

<sup>2</sup> campionamento effettuato con pompa a depressione

I campioni prelevati nel condotto di adduzione presentano una concentrazione di odore pari 21.983 O.U./m<sup>3</sup> e 27.697 O.U./m<sup>3</sup> (campioni 1 e 2). Al momento del primo prelievo la macchina rivolta cumuli era ferma e al biofiltro arrivava dunque un'aria dal capannone ca-

rica di odore, ma non nelle condizioni più sfavorevoli per ciò che riguarda la concentrazione di odore.

Con lo scopo di verificare l'efficienza del presidio, e determinare inoltre la molestia emissiva uscente dall'impianto di compostaggio analizzato, sono stati prelevati 8 campioni sulla superficie emittente del biofiltro. Il sistema biofiltrante attenua l'impatto odorigeno del flusso d'aria proveniente dal capannone di biossidazione e maturazione e porta ad un abbattimento di oltre un ordine di grandezza in termini di concentrazione di odore. Ciononostante i campioni hanno dato risultati in termini di unità odorimetriche piuttosto disomogenei, presentando una concentrazione di odore che varia da 240 O.U./m<sup>3</sup> (campioni 9 - 10) a 2.245 O.U./m<sup>3</sup> (campione 7). I valori di concentrazione di odore differiscono, passando dalla prima metà del biofiltro, dove viene convogliata e trattata l'aria proveniente dalla biossidazione e maturazione dei cumuli del rifiuti urbani (RU), alla seconda, dove arriva l'aria proveniente dalla biossidazione e maturazione dei rifiuti organici, dei fanghi e del verde. I campioni 3, 4, 9, 10, prelevati sul lato in corrispondenza del primo ingresso (RU), presentano una concentrazione di odore che varia da 240 O.U./m<sup>3</sup> a 508 O.U./m<sup>3</sup>; pur non rivelando una buona omogeneità in termini di unità odorimetriche, questi valori sono indice di una buona efficienza di abbattimento del sistema biofiltrante (più del 98%). I campioni 5, 6, 7, 8 (lato biofiltro dove arriva l'aria dei rifiuti organici), presentano valori di concentrazione che vanno da 1.335 O.U./m<sup>3</sup> a 2.245 O.U./m<sup>3</sup>. L'efficienza di abbattimento di questa parte di biofiltro non è dunque ottimale (pur non essendo inferiore al 90% circa) e presenta valori di concentrazione disomogenei e piuttosto elevati.

In base a questi risultati sarebbe dunque consigliabile affiancare al biofiltro un ulteriore sistema di abbattimento delle sostanze odorogene (es. scrubber) e mantenere sotto maggior controllo l'omogeneità del letto filtrante. I valori di temperatura del letto filtrante vanno dai 26,4 ai 31,7°C, quelli di temperatura dell'aria in uscita dal biofiltro vanno dai 26,4 ai 32,2°C.

I valori di velocità di espulsione dell'aria emessa nei punti di campionamento non hanno evidenziato in maniera apprezzabile zone morte o viceversa zone di passaggio preferenziale d'aria, tali valori variano da 0,2 a 2.1 m/s.

I valori di umidità relativa hanno dato buoni risultati riguardo il livello di saturazione dei letti biofiltranti.

#### *Impianto di compostaggio in provincia di Modena*

L'impianto in provincia di Modena, come quello di Treviso, si compone di due linee, la prima che tratta rifiuto urbano indifferenziato e la seconda che tratta rifiuti organici separati alla fonte, fanghi, rifiuti lignocellulosici, scarti agroindustriali, producendo, quindi, compost di qualità rispondente ai requisiti della legge 748/84.

I 12 prelievi sono stati effettuati, 4 in prossimità dei due biofiltri ed 8 in altri punti dell'impianto ritenuti di potenziale molestia olfattiva, per poterne valutare l'emissione complessiva.

Nel dettaglio sono stati prelevati:

- 1 campione sul cumulo di verde tritato e stoccato all'aperto (campione 1) e 1 campione sul cumulo di fine maturazione vagliato e stoccato da poche ore (campione 6). I cumuli occupano rispettivamente una superficie di circa 1.050 m<sup>2</sup> (70 m x 15 m) per 5 metri in media di altezza e conseguente volumetria di 5.250 m<sup>3</sup> corrispondenti a circa 2.625 t (peso specifico 0,5 t/m<sup>3</sup>) e una superficie di 135 m<sup>2</sup> (il capannone è di 412,5 m<sup>2</sup>, è però diviso in tre parti da 135 m<sup>2</sup> ognuna; la misura è stata condotta su una delle tre parti in cui erano stoccati circa 675 m<sup>3</sup> con peso specifico = 0,65 ovvero 440 t di ammendante);
- 4 campioni sui diversi cumuli nella zona di biossidazione/maturazione rispettivamente: 1 dal cumulo di organico differenziato stoccato in giornata (campione 2), 1 dal cumulo di organico differenziato stoccato da più di due mesi (campione 3), 1 dal cumulo di frazione organica selezionata dai rifiuti solidi indifferenziati non insufflato da aria (campione 4), e 1 dal cumulo di frazione organica selezionata dai rifiuti solidi urbani indifferenziato insufflato da una portata d'aria di 4.000 m<sup>3</sup>/h (campione 5).

L'ultimo campione essendo insufflato da una portata nota di aria, non ha necessitato di campionamento con flux chamber, ma è stato sufficiente un campionamento di tipo statico con la semplice cappa convogliatrice e una pompa a vuoto per il prelievo dell'aria.

I campioni di aria osmogene prelevati hanno dato un'indicazione approssimativa di quale sia il contributo odorigeno fornito da ogni singolo cumulo.

La suddetta zona di bioossidazione-maturazione di 6.187 m<sup>2</sup> (di cui due sezioni per totali 4.125 m<sup>2</sup> occupati da rifiuti organici da raccolta differenziata e una sezione di 2.062 m<sup>2</sup> occupata da frazione umida da selezione del rifiuto urbano indifferenziato con altezza media dei cumuli di 3 metri) è contenuta in un capannone aperto senza pareti e di conseguenza non mantenuto in depressione. Le emissioni odorigene, provenienti dai sopraccitati cumuli, vengono parzialmente captate da un sistema di aspirazione costituito da 3 anelli perimetrali ad ognuno dei capannoni e convogliate, attraverso un condotto, ai biofiltri.

Sono successivamente stati prelevati 2 campioni in ingresso ai biofiltri, al cui plenum arrivano due condotti:

- a) al condotto verso nord (diametro 120 mm) arriva l'aria captata dalla fossa di stoccaggio, dai 2 vagli di separazione, dal separatore magnetico, dai due cilindri biostabilizzatori.

L'aria è captata attraverso 2 ventilatori centrifughi di cui uno aspira 18.000 Nm<sup>3</sup>/h di aria dalla fossa di stoccaggio dei rifiuti urbani indifferenziati e l'altro aspira 28.800 Nm<sup>3</sup>/h di aria (6.800 Nm<sup>3</sup>/h da 2 vagli di separazione del rifiuto urbano indifferenziato, 22.000 Nm<sup>3</sup>/h da 2 cilindri biostabilizzatori);

- b) al condotto verso sud (diametro 160 mm) arrivano le arie aspirate dal capannone di maturazione della frazione umida da selezione meccanica e dai due capannoni di maturazione della frazione organica da raccolta differenziata (3 anelli perimetrali: uno per ogni capannone).

L'aria è captata da 2 ventilatori assiali che aspirano 57.000 Nm<sup>3</sup>/h per un totale di 114.000 Nm<sup>3</sup>/h.

La portata misurata al plenum è stata di 159.450 Nm<sup>3</sup>/h suddivisa in 48.012 Nm<sup>3</sup>/h nel condotto verso nord e 111.331 Nm<sup>3</sup>/h nel condotto verso sud.

Sono stati infine prelevati 4 campioni in uscita dai due biofiltri, ognuno dei quali ha superfici emittenti di 480 m<sup>2</sup> (12m x 40m) per un totale complessivo di 960 m<sup>2</sup> di superficie biofiltrante pari a 960m<sup>2</sup> x 1,20m = 1.152 m<sup>3</sup> di materiale filtrante, costituiti ciascuno dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti.

I dati sono riportati nelle tabelle riassuntive 5.28 e 5.29.

Tabella 5.28: Campagna di misura del 11/1 presso l'impianto di compostaggio di Modena

Campione	Punti di emissione	Ora	T aria °C	Umidità %	T. biof* °C	V. esp.* m/s	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	cumulo di verde tritato	12.15 12.57 <sup>2</sup>	9,2				339
2	cumulo di differenziato in bio. (in giornata)	13.15 13.48 <sup>2</sup>	14,4				14.254
3	cumulo di differenziato in bio. (da 60 giorni)	13.55 14.30 <sup>2</sup>	9,2				1.000
4	cumulo di indifferenziato in bio. (non insufflato)	14.45 15.17 <sup>2</sup>	17,8				53.817
5	cumulo di indifferenziato in bio. (insufflato)	15.40 <sup>1</sup>	15,8				46.581
6	cumulo di ammendante compostato misto	15.43 <sup>2</sup> 16.15	10,5				5.993
7	ingresso biofiltro da indifferenziato	16.20	27,5	87,5			6.169

segue

segue

Tabella 5.28: Campagna di misura del 11/1 presso l'impianto di compostaggio di Modena

Campione	Punti di emissione	Ora	T aria °C	Umidità %	T. biof* °C	V. esp.* m/s	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>
8	ingresso biofiltro da differenziato	16.25	26,3	99,9			1.943
9	biofiltro 1, A	16.30 <sup>1</sup>	9,2*	99,9*	12,9	0,6	293
10	biofiltro 1, B	16.40 <sup>1</sup>	9,4*	99,9*	12,9	0,9	749
11	biofiltro 2, C	16.50 <sup>1</sup>	9,5*	99,9*	13,8	0,9	841
12	biofiltro 2, D	17.00 <sup>1</sup>	9,1*	99,9*	13,4	1,1	311

Note:

<sup>1</sup> I valori di temperatura a valle del biofiltro i valori di temperatura del biofiltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica

Tabella 5.29: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Modena

Campione	Punti di emissione	Prelievo	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
1	cumulo di verde tritato	Cappa dinamica	0,378	339	128	653
2	cumulo di differenziato in bioss. (in giornata)	Cappa dinamica	0,378	14.254	5.388	27.490
3	cumulo di differenziato in bioss. (da 60 giorni)	Cappa dinamica	0,378	1.000	378	1.929
4	cumulo di indifferenziato in bioss. (non insufflato)	Cappa dinamica	0,378	53.817	20.343	103.791
6	cumulo di ammendante compostato misto	Cappa dinamica	0,378	5.993	2.265	11.556

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella flux chamber.

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla flux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

Il cumulo di verde tritato lasciato in stoccaggio all'aperto senza alcun sistema di aspirazione sembra essere, tra i cumuli analizzati, quello a minor molestia olfattiva con una concentrazione di odore di 339 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1). Anche il flusso di odore nel tempo (653 O.U./m<sup>2</sup>h), riferito all'estensione del cumulo (5.250 m<sup>3</sup>), appare essere piuttosto modesto.

I cumuli in biossificazione/maturazione lasciati in stoccaggio nel capannone in aspirazione presentano una concentrazione di odore di due ordini di grandezza superiore. La stessa concentrazione è tanto più accentuata quanto più il cumulo è in piena attività di biossificazione. Si passa così dalle 14.254 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2) del cumulo di organico differenziato stoccato in giornata e in piena attività biossificativa, alle 1.000 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3) del cumulo dello stesso materiale organico differenziato, ma già in stoccaggio da oltre due mesi e con una conseguente attività microbica ridotta. Tale variazione di concentrazione di odore in termini di unità odorimetriche è dunque imputabile al diverso grado di stabilità del materiale su cui si sono eseguiti i prelievi. La stessa differenza è riscontrabile considerando il flusso di odore nel tempo. Inoltre il contributo odorigeno di tali cumuli appare essere piuttosto importante, non solo per i flussi di odore emessi nel tempo, ma anche per l'estensione degli stessi (12.375 m<sup>3</sup>).

La concentrazione di odore del campione, prelevato sul cumulo non insufflato da aria di rifiuti solidi urbani indifferenziati, è di 53.817 O.U./m<sup>3</sup> (campione 4) con un flusso di odore nel tempo pari a 103.791 O.U./m<sup>2</sup>h, mentre la concentrazione di odore dello stesso cumulo insufflato con una portata di aria di 4.000 m<sup>3</sup>/h è di 46.581 O.U./m<sup>3</sup> (campione 5).



Anche il campione prelevato sul restante cumulo di prodotto finale vagliato in stoccaggio, appare apportare un discreto contributo in termini di molestia olfattiva con una concentrazione di odore di 5.993 O.U./m<sup>3</sup> (campione 6) e un flusso di odore nel tempo di 11.556 O.U./m<sup>2</sup>h, rilevando una mancanza di stabilità, raggiungibile lasciando il cumulo stesso in stoccaggio per più giorni.

Data l'estensione di ogni cumulo analizzato, sarebbe stato maggiormente significativo prelevare più campioni di aria osmogena per ciascuno di essi, ma dato il numero piuttosto modesto di campionamenti a disposizione per un impianto tanto vasto, non è stato possibile effettuare più di un campionamento a cumulo. Non si può quindi escludere una leggera variazione della concentrazione di odore da un punto all'altro di una superficie odorante tanto estesa, anche se, tale variazione dovrebbe essere piuttosto ridotta essendo il cumulo stesso costituito da materiale piuttosto omogeneo. Avendo a disposizione più valori di concentrazione di odore di uno stesso cumulo e le sue esatte dimensioni sarebbe stato possibile effettuare un calcolo dell'emissione di odore dal cumulo stesso. In tal modo sarebbe stato possibile, oltre che confrontare i contributi odorigeni delle diverse zone dell'impianto, applicare un modello di ricaduta all'emissione odorigena complessiva dell'impianto.

I campioni prelevati sui condotti di adduzione ai due biofiltri e sulla superficie emittente degli stessi, hanno dato risultati in termini di unità odorimetriche non omogenei. L'impatto odorigeno viene attenuato dal sistema biofiltrante che porta ad un abbattimento di un ordine di grandezza in termini di concentrazione di odore. L'efficienza dei biofiltri varia però da punto a punto, presentando una concentrazione di odore in termini di unità odorimetriche che varia da 293 O.U./m<sup>3</sup> (campione A, biofiltro 1) a 841 O.U./m<sup>3</sup> (campione C, biofiltro 2). Relativamente all'uniformità di funzionamento dei biofiltri i valori di temperatura, umidità e velocità di espulsione dell'aria emessa nei punti di campionamento non hanno evidenziato in maniera apprezzabile zone morte o viceversa zone di passaggio preferenziale d'aria. Le velocità di espulsione dell'aria dai biofiltri variano da 0,6 a 1,1 m/s.

I valori di temperatura dei letti filtranti si aggirano attorno ai 13°C, valore che rimane costante su tutta la superficie (da 12,9 a 13,8°C) confermando una buona omogeneità dei letti. I valori di umidità relativa hanno dato buoni risultati riguardo il livello di saturazione dei letti biofiltranti.

#### 5.1.2.2 I risultati ottenuti negli impianti di compostaggio

Nelle campagne olfattometriche, precedentemente descritte, sono state monitorate tutte le zone di un impianto di compostaggio probabili cause di molestia olfattiva. Lo studio ha previsto, per le zone oggetto d'indagine, un monitoraggio dei cumuli odorigeni all'aperto (cumuli di verde o di materiale organico in maturazione e in stoccaggio), un monitoraggio dei presidi atti alla deodorizzazione delle arie e una stima del flusso di odore dall'impianto. Nella tabella 5.30 sono riassunte le tipologie di rifiuto trattate dai diversi impianti monitorati, la lo-

Tabella 5.30: Caratteristiche degli impianti di compostaggio

Impianto	Tipologia rifiuti	Potenzialità (t/a)	Zone dell'impianto all'aperto	Zone chiuse (aria inviata ai presidi)	Aereaz. fase biossidativa
Modena	Organico + indifferenziato	RO:52.000 RSU:60.000	ricezione verde, ricez. RO, biossidazione, maturazione, stoccaggio, prodotto finito	ricezione RU, cilindri biostabilizzatori	insufflazione di aria dal basso e rivoltamento
Milano	indifferenziato	150.000	-	tutte	insufflazione di aria dal basso e rivoltamento
Milano	indifferenziato	150.000	-	tutte	insufflazione di aria dal basso e rivoltamento

segue

segue

Tabella 5.30: Caratteristiche degli impianti di compostaggio

Impianto	Tipologia rifiuti	Potenzialità (t/a)	Zone dell'impianto all'aperto	Zone chiuse (aria inviata ai presidi)	Aereaz. fase biossidativa
Faenza	Organico (vinacce, pollina, cippato, FORSU)	22.000	ricezione, maturazione, stoccaggio	biossidazione	insufflazione di aria dal basso e rivoltamento
Milano	organico	43.400	-	tutte	insufflazione di aria dal basso e rivoltamento
Padova	Organico (fanghi+verde)	34.000	ricezione(fanghi esclusi), maturazione, stoccaggio prodotto finito	ricezione fanghi, biossidazione	insufflazione/ aspirazione
Lodi	indifferenziato	60.000	-	tutte	insufflazione di aria dal basso e rivoltamento
Frosinone	indifferenziato	180.000	-	tutte	insufflazione di aria dal basso e rivoltamento
Torino	organico	54.000	ricezione del verde, maturazione, stoccaggio prodotto finito	ricezione organico, biossidazione	insufflazione di aria dal basso e rivoltamento
Treviso	Organico +indifferenziato	RO:30.000 RSU:60.000	-	tutte tutte	insufflazione di aria dal basso e rivoltamento
Padova	organico	120.000	-	tutte	insufflazione di aria dal basso
Verona	organico	50.000	ricezione del verde, maturazione, stoccaggio prodotto finito	ricezione, biossidazione	insufflazione di aria dal basso, aspirazione e rivoltamento

cazione degli stessi e la loro potenzialità, nonché le caratteristiche dell'impianto stesso (descrizione delle zone dell'impianto lasciate all'aperto e delle zone al chiuso, modalità di area-zione della fase di biossidazione).

La tabella 5.31 riporta la superficie emittente dei cumuli odorigeni presenti nelle zone aperte dell'impianto, stimata assimilando ogni singolo cumulo ad una calotta sferica e trattando l'area superficiale della semisfera così ottenuta, come superficie emittente.

Una volta individuata l'area emittente di ciascun cumulo, e supponendo l'additività dei flussi osmogeni, è stato calcolato il flusso d'odore complessivo proveniente dalle sole zone all'aperto di ogni singolo impianto. Il calcolo è stato effettuato moltiplicando la concentrazione d'odore in O.U./m<sup>3</sup> per la portata di aria neutra e inodore inviata da bombola (0,378 m<sup>3</sup>/h) e rapportando poi il dato ottenuto per la superficie di base della cappa usata per il prelievo (0,196 m<sup>2</sup>) con l'intera area emittente (m<sup>2</sup>).

Tabella 5.31: Valori di concentrazione e di flusso di odore relativi alle zone all'aperto degli impianti di compostaggio

Impianto	Tipologia di rifiuto	Cumuli in ricezione	Biossidazione		Maturazione	Stoccaggio prodotto finito	Flusso di odore tot. (O.U. /h) <sup>1</sup>
		Verde	RO	RSU			
Modena	Superficie m <sup>2</sup>	1050	4.125	1.031		405	157.250.100
	volume m <sup>3</sup>	5.250	12.374	3.093		2.025	
	conc. di odore O.U./m <sup>3</sup>	339	14.254	50.000	1.000	5.993	

segue

segue

Tabella 5.31: Valori di concentrazione e di flusso di odore relativi alle zone all'aperto degli impianti di compostaggio

Impianto		Cumuli in ricezione		Biossificazione	Maturazione	Stoccaggio prodotto finito	Flusso di odore tot. (O.U./h) <sup>1</sup>
Faenza	Tipologia di rifiuto	RO	pollina				1.856.354
	Superficie m <sup>2</sup>	36	12		350	15	
	volume m <sup>3</sup>	107	48		1.400	60	
	conc di odore O.U./m <sup>3</sup>	7.336	8.476		320	2.330	
Padova	Tipologia di rifiuto	verde	Sfalci e mercatali				29.897.280
	Superficie m <sup>2</sup>	600	600		250	24	
	volume m <sup>3</sup>	2.400	2.400		1.000	96	
	conc di odore O.U./m <sup>3</sup>	4.896	6.924		2.520	1.224	
Torino	Tipologia di rifiuto	Verde					13.582.600
	Superficie m <sup>2</sup>	100			2.400	100	
	volume m <sup>3</sup>	300			7.200	300	
	conc di odore O.U./m <sup>3</sup>	3.364			1.254	739	
Verona	Tipologia di rifiuto	Verde triturato	Verde non triturato				51.385.330
	Superficie m <sup>2</sup>	25	25		990	25	
	volume m <sup>3</sup>	125	125		4.950	125	
	conc di odore O.U./m <sup>3</sup>	14.254	4.757		12.699	10.992	

Note:

Il calcolo dell'area emittente di ogni cumulo analizzato è stato eseguito modellizzando il cumulo ad una calotta sferica  $= 2\pi r^2 = 2$  Area di base del cumulo.

I valori di O.U./h sono stati considerati additivi per il calcolo del flusso di odore complessivo.

<sup>1</sup> Il flusso di odore proveniente dai cumuli stoccati all'aperto è stato effettuato riportando la concentrazione riscontrata alla portata insufflata e alla superficie emittente del cumulo (O.U./m<sup>3</sup>)(m<sup>3</sup>/h)/(m<sup>2</sup>cappa/m<sup>2</sup>superficie emittente).

Nelle tabelle 5.32 e 5.33 vengono infine riportate le tipologie dei presidi atti alla deodorizzazione delle arie provenienti dalle zone chiuse dell'impianto. Per ogni realtà monitorata viene quindi indicata la tipologia di presidi ambientali usati (tipicamente scrubber tab.5.32 e/o biofiltri tab.5.33) e vengono evidenziate le caratteristiche funzionali degli stessi (tipologia di lavaggio per lo scrubber e materiale costitutivo, superficie filtrante e volumetrie per il biofiltro).

Al fine di indicare l'efficienza delle tipologie dei presidi di abbattimento utilizzati è stato indicato il valore di ingresso e uscita, in termini di concentrazione di odore, per scrubber e biofiltri. In linea con i dati di letteratura emerge un'efficienza degli scrubber che varia tra il 23% e l'81% e dei biofiltri che varia tra il 58% e il 99%.

Dalla portata trattata dei presidi (m<sup>3</sup>/h) e dalla concentrazione, in termini di unità odorimetriche, riscontrate in uscita dagli stessi è stato determinato il flusso di odore imputabile alle zone chiuse e proveniente dai biofiltri.

Supponendo l'additività dei flussi è stato infine calcolato il flusso complessivo d'odore dall'impianto (zone aperte + zone chiuse) in O.U./h e, conoscendo la potenzialità dell'impianto in tonnellate/anno, anch'essa tabulata, e le ore lavorative annuali (7200 h/a), è stato calcolato il flusso di odore per tonnellata di rifiuto trattata (O.U./t).

Tabella 5.32: Descrizione delle caratteristiche dei presidi ambientali: gli scrubber

Impianto	Tipologia di presidi	Scrubber in (O.U./m <sup>3</sup> )	Scrubber out (O.U./m <sup>3</sup> )	Efficienza scr. (%)	Tipologia di lavaggio	Portata trattata (m <sup>3</sup> /h)	Perdita di carico (hpa)
Modena	biofiltri 2x(480m <sup>2</sup> x1,2m)	-	-	-	-	160.000	-
Milano	Biofiltro + (992m <sup>2</sup> x2,1m) scrubber	60.408	35.919	40,5	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> NaOH H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	54.000	
Milano	Biofiltro (1800m <sup>2</sup> x1,4m ) +scrubber	S1: 10.992 S2: 3.886	S1: 5.993 S2: 1.731	S1: 45 S2: 55	NaClO H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	240.000	
Ravenna	Biofiltro (120m <sup>2</sup> x1,3m)	-	-	-	-	-	-
Milano (Muggiano)	Biofiltri (2000m <sup>2</sup> x1,3m)+ scrubber	S1:6.727 S2:15.102	S1: 1.260 S2:10.997	S1: 81 S2: 27	H <sub>2</sub> O	S1: 60.000 S2:40.000	S1: 3,10 S2:0,78
Padova (Vigonza)	Biofiltro (722m <sup>2</sup> x1,5m)	-	-	-	-	-	-
Lodi	biofiltri (305+255+255)m <sup>2</sup> x1m)	-	-	-	-	-	-
Frosinone	biofiltri 3x(288m <sup>2</sup> x1m))	-	-	-	-	-	-
Torino	Biofiltro (850m <sup>2</sup> x1,4m)+ scrubber	45.255	34.896	23	H <sub>2</sub> O		4,2
Treviso	biofiltri (1.350m <sup>2</sup> x2,4m)	-	-	-	-	-	-
Padova	Biofiltri (4.000m <sup>3</sup> )+ scrubber	38.070	-	-	H <sub>2</sub> O	300.000	-
Verona	biofiltri (480m <sup>2</sup> x1,7m)	-	-	-	-	-	-

Note:

Per il calcolo dell'efficienza dei presidi sono stati presi dati medi di concentrazione in uscita dagli stessi.

I parametri *sici* di temperatura, umidità, e velocità di espulsione sono stati mediati.

S1 = scrubber numero 1

S2 = scrubber 2

Tabella 5.33: Descrizione delle caratteristiche dei presidi ambientali: biofiltri e determinazione del flusso complessivo di odore

Impianto	Portata/volume biofiltrante h	Biofiltro in (valori medi in O.U./m <sup>3</sup> ) Biofiltro out (valori medi in O.U./m <sup>3</sup> )	Effic. biofiltro %	Flusso di odore da biofiltro O.U./h	T di flusso medio °C (uniformi)	T del letto medio °C (unif.)	V media m/s (unif.)	U media % (unif.)	Tipologia di letto	Flusso di odore tot. da impianto' O.U./h	Flusso di odore tonn. rifiuto trattato <sup>2</sup> O.U./t
Modena	(160.000m <sup>3</sup> /h) / (1152m <sup>3</sup> )=140	B1:521 B2:576 4.056	B1:87 B2:86	88.550.000	B1: 9,3 B2: 9,3 (uniformi)	B1: 12,9 B2: 13,6 (unif.)	B1:0,75 B2: 1 (unif.)	B1:99,9 B2:99,9 (unif.)	Organico, residui ligneocellulosici + torba	245.800.100	16 mil
Milano	(154.000m <sup>3</sup> /h) / (2.083m <sup>3</sup> )=74	150 130	99 -	23.100.000 31.200.000	11,1 (uniformi) -	17,5 (unif.) 16 (unif.)	O,3 (unif.) O,3 (unif.)	99,9  99,9	torba irlandese + pacciamme organico + residui ligneocellulosici + torba	23.100.000 31.200.000	1,1 mil 1,5 mil
Faenza	(20.000m <sup>3</sup> /h) / (166m <sup>3</sup> )=120	3.775 139	96	2.780.000	11,7 (uniforme)	14,2 (unif.)	0,55 (unif.)	99,9 (unif.)	corceccia + compost	4.636.554	1,5 mil
Milano	(200.000m <sup>3</sup> /h) / (2.600m <sup>3</sup> )=77	B1: 1.260 B2: 10.997 B3: 8.000 B4: 6.536	B1: 94 B2: 97 B3: 92 B4: 96	70.000.000	B1: 14,5 B2: 14,2 B3: 13,6 B4: 14,3 (uniformi)	B1: 15,3 B2: 15,3 (unif.) B3: 14 B4: 14	B1:0,2 B2:0,2 (unif.) B3:0,4 B4:0,4	B1: 99,9 B2: 99,9 B3: 99,9 B4: 99,9 (unif.)	organico + residui ligneocellulosici + torba	70.000.000	12 mil
Padova	(80.000m <sup>3</sup> /h) / (1.083m <sup>3</sup> )=74	B1: 2.311 B2: 50.797	B1: 58 B2: 96	104.000.000	B1: 20,3 B2: 24,2	B1: 14 B2: 31,6	B1:1,0 B2:1,3	B1: 66,4 B2: 99,9	residui ligneo cellulosici	133.897.280	28 mil
Lodi	(80.000m <sup>3</sup> /h) / (815m <sup>3</sup> )=98	B1: 11.986 B2: 10.889 B3: 9.792	B1: 96 B2: 98 B3: 98	20.000.000	B1: 26 B2: 18,8 B3: 21,7 (uniformi)	B1: 38 B2: 38,7 B3: 39,1 (unif.)	B1:0,95 B2:0,55 B3:0,55 (unif.)	B1: 99,9 B2: 99,9 B3: 99,9 (unif.)	mix vegetale da compost + corceccia	20.000.000	2,5 mil
Frosinone	(119.000m <sup>3</sup> /h) / (864m <sup>3</sup> )=136	B1: 16.000 B2: 14.254 B3: 22.627	B1: 99 B2: 86 B3: 79	297.500.000	B1: 25,7 B2: 26,8 B3: 27,8 (uniformi)	B1: 22,4 B2: 23,3 B3: 23,7 (unif.)	B1:0,8 B2:1,8 B3:2,1 (non unif.)	B1: 99,9 B2: 97,4 B3: 82,5 (non unif.)	B1: residui ligneo cellulosici B2=B3:scarti da lavorazione delle pigne	297.500.000	12 mil

segue

segue

Tabella 5.33: Descrizione delle caratteristiche dei presidi ambientali: biofiltri e determinazione del flusso complessivo di odore

Impianto	Portata/volume biofiltrante h	Biofiltro in (valori medi in O.U./m <sup>3</sup> )	Biofiltro out (valori medi in O.U./m <sup>3</sup> )	Effic. biofiltro %	Flusso di odore da biofiltro O.U./h	T di flusso medio °C	T del letto medio °C	V media m/s	U media %	Tipologia di letto	Flusso di odore tot. da impianto <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore tonn. rifiuto trattato <sup>2</sup> O.U./t
Torino	(110.000m <sup>3</sup> /h) /(1.200m <sup>3</sup> )=92	34.896	B1: 345 B2: 299 B3: 305 B4: 2826 B5: 4871	B1: 99 B2: 99 B3: 99 B4: 92 B5: 86	165.000.000	B1: 37,7 B2: 37,7 B3: 38,1 B4: 38,4 B5: 38,3 (uniformi)	B1: 33,4 B2: 34,3 B3: 31 B4: 32,5 B5: 33 (unif.)	B1: 0,95 B2: 0,85 B3: 0,85 (unif.) B4: 1,3 B5: 1,7 (unif.)	B1: 69,8 B2: 67,6 B3: 63,5 B4: 64,2 B5: 64 (unif.)	residui ligneo cellullosici	178.582.600	24 mil
Treviso	(140.000m <sup>3</sup> /h) /(3.240m <sup>3</sup> )=43	24.840	1.136	95	159.040.000	29,4 (non unif.)	25,1 (unif.)	1,25 (non unif.)	67,2 (non unif.)	radici	159.040.000	13 mil
Padova	(300.000m <sup>3</sup> /h) /(4.000m <sup>3</sup> )=75	-	3.829	-	1.148.700.000	36,2 (uniforme)	43,1 (non unif.)	1,0 (unif.)	99,9 (unif.)	sovrallo di materiale compostato	1.148.700.000	69 mil
Verona	(85.000m <sup>3</sup> /h) /(800m <sup>3</sup> )=	52.285	8.132	85	691.220.000	37,4 (uniforme)	34,3 (unif.)	0,8 (unif.)	74,5 (non unif.)	residui ligneo cellullosici (cortecce di pioppo)	741.840.330	107 mil

Note:

<sup>1</sup> I valori di O.U./h sono stati considerati additivi per il calcolo del flusso complessivo.

<sup>2</sup> Il calcolo del flusso di odore dell'impianto su tonnellata di rifiuto trattato è stato calcolato dividendo il flusso totale d'impianto per le tonnellate lavorate annue e moltiplicato il risultato per le lavorative in un anno [(O.U./h) (a/t) (7.200h/a)].

Dal confronto delle concentrazioni (O.U./m<sup>3</sup>) riscontrate sui diversi cumuli analizzati, riassunte in tabella 5.34, si evidenzia come i rifiuti verdi a matrice legnosa risultino i meno emissivi con 339 O.U./m<sup>3</sup>, e tuttavia la concentrazione di odore aumenta fino a 4.896 O.U./m<sup>3</sup> e a 21.357 quando i rifiuti verdi comprendono frazioni molto umide e quindi putrescibili, quali gli sfalci e quando il cumulo è di verde triturato. Altri rifiuti freschi quali la frazione organica da raccolta differenziata e i reflui zootecnici (pollina), prima del trattamento, hanno fatto rilevare una concentrazione di odore elevata dell'ordine rispettivamente di 7.300 e 8.400 O.U./m<sup>3</sup>, confermando come anche la fase di ricezione dei rifiuti possa costituire una significativa sorgente di molestia olfattiva.

La fase di trattamento maggiormente emissiva, è come da attendersi, anche in accordo con i dati di letteratura, la fase di biostabilizzazione del materiale il cui contributo in termini di concentrazione di odore è 14.254 e 53.817 O.U./m<sup>3</sup> (con flusso di odore corrispondente rispettivamente a 27.4910 e 96.812 O.U./hm<sup>2</sup>).

Tabella 5.34: Concentrazioni di odore per tipologia di rifiuto rilievo con cappa dinamica

	Modena	Torino	Verona	Padova Este	Padova	Ravenna
Verde		3.364	4.757	15.545	4.896	
Verde triturato	339		14.254	21.357	6.924	
Pollina						8.476
Biossidazione organico	14.254					
Biossidazione rif. indifferenziato	53.817					
Compost in maturazione	1.000	1.498	12.699		2.520	320
Compost maturo	5.993	739	10.992		1.224	233

Nella tabella seguente (tabella 5.35) vengono infine riportati, ove possibile, i dati in ingresso al presidio biofiltrante e le efficienze dello stesso. Tali dati sono stati posti in correlazione con i parametri fisici misurati sul letto (velocità di espulsione e uniformità della stessa sul letto biofiltrante, umidità e temperatura del flusso in uscita dal letto e temperatura dello stesso).

Ciò che emerge dall'analisi dei dati ottenuti è un aumento dell'efficienza dei presidi biofiltranti quando il biofiltro ha in ingresso alti carichi odorigeni. Si evidenzia, inoltre che, velocità troppo elevate (sopra 1 m/s), misurate in uscita dal letto filtrante, provocano diminuzione dell'efficienza di biofiltrazione. Questo fatto è sicuramente imputabile a un abbassamento del tempo di permanenza del fluido "aria osmogena" all'interno dello spessore del letto.

In tabella viene riportata anche l'uniformità delle velocità di espulsione riscontrate, poiché spesso velocità medio basse, ma non uniformi, indicano la presenza di canali preferenziali di passaggio dell'aria osmogena e perdite di efficienza. Emerge, inoltre, una perdita di efficienza del letto al diminuire del livello di saturazione del flusso che lo attraversa.

Un livello ottimale di umidità è necessario per la vita e la crescita dei microrganismi supportati sul letto biofiltrante responsabili della degradazione delle molecole odorigene ad anidride carbonica ed acqua (mineralizzazione).

Non sembra esservi infine alcuna correlazione tra, temperatura del flusso attraversante il letto biofiltrante ed efficienza dello stesso o tra temperatura del letto ed efficienza. Questi parametri, maggiormente legati alla stagionalità rispetto ai precedenti, possono però essere di valido aiuto se utilizzati per mappare la superficie biofiltrante e determinarne l'uniformità di funzionamento.

Relativamente all'efficienza dei biofiltri il valore medio risulta essere pari al 92%, con valori compresi in un intervallo che varia da un minimo di 58%, ad un massimo del 99%. Le concentrazioni in uscita solo 7 sui 25 moduli (28%) considerati hanno fatto rilevare concentrazioni inferiori alle 200 O.U./m<sup>3</sup> che rappresentano il valore indicato, ad esempio, come valore limite (valore limite di emissione dagli impianti) in alcuni provvedimenti autorizzativi. Il valore sale a 9 (35%) se si considera il valore limite di 300 O.U./m<sup>3</sup> previsto dalla normativa tecnica austriaca.

Tabella 5.35: Caratteristiche dei biofiltri ed efficienza

Impianto	IN biofiltro (O.U./m <sup>3</sup> )	Efficienza %	Velocità m/s	Unif. velocità	Umidità %	T flusso (°C)	T biofiltro (°C)
Modena	4.056	87	1	si	99,9	9,3	12,9
	4.056	86	2,1	si	99,9	9,3	13,6
Milano	15.102	99	0,3	si	99,9	11,1	17,5
Ravenna	3.775	96	0,5	si	99,9	11,7	14,2
Milano	1.260	94	0,2	si	99,9	14,5	15,3
	10.997	97	0,2	si	99,9	14,2	15,3
	8.000	92	0,4	si	99,9	13,6	14
	6.536	96	0,4	si	99,9	14,3	14
Padova	2.311	58	1		66,4	20,3	14
	50.797	97	1,3		99,9	24,2	31,6
Lodi	11.986	96	0,9	si	99,9	26	38
	10.889	98	0,5	si	99,9	18,8	38,7
	9.792	98	0,5	si	99,9	21,7	39,1
Frosinone	16.000	99	0,8	si	99,9	25,7	22,4
	14.254	86	1	no	97,4	26,8	23,3
	22.627	79	2,1	no	82,5	27,8	23,7
Torino	34.896	99	1	si	69,8	37,7	33,4
	34.896	99	0,8	si	67,6	37,7	34,3
	34.896	99	0,8	si	63,5	38,1	31
	34.896	92	1,3	no	64,2	38,4	32,5
	34.896	86	1,7	no	64	38,3	33
	24.840	90	2	si	82	29,4	25,1
Treviso	24.840	98	0,5	si	99,9	29,4	25,1
Verona	52.285	85	0,8	si	74,5	37,4	34,3

### 5.1.3 Gi impianti di depurazione delle acque re ue

La depurazione dei reflui è condotta attraverso una successione di operazioni, combinate a costituire il ciclo di trattamento. Data la varietà degli inquinanti presenti nei reflui di diversa provenienza, urbani ed industriali, non è possibile una generalizzazione nel definire i cicli. Di seguito verranno brevemente descritte le più comuni operazioni applicate in una larga casistica di scarichi.

Generalmente i processi di trattamento comprendono, e talvolta si esauriscono, con una fase di separazione solido/liquido. Il ciclo di trattamento comprende due parti fondamentali la linea acque e la linea fanghi.

La linea acque, per la rimozione degli inquinanti dalla fase liquida con produzione di sedimenti ad elevato contenuto di umidità, prevede una prima fase di pretrattamenti utili soprattutto per la protezione delle successive fase di depurazione, quali grigliatura, dissabbiatura e disoleatura. Segue un trattamento meccanico di sedimentazione (primario) per la rimozione della componente decantabile con metodi fisici ed un trattamento biologico (secondario) nel quale gli inquinanti biodegradabili sono utilizzati dai batteri eterotrofi per le reazioni di respirazioni e sintesi batterica e sono, quindi, trasformati in cataboliti inerti gassosi (CO<sub>2</sub>) o in nuovo materiale cellulare separabile per decantazione. Infine, i trattamenti terziari sono rivolti alla rimozione di nutrienti previsti quando il ricettore sia suscettibile di fenomeni di eutrofizzazione. Per i composti dell'azoto la rimozione avviene sempre per via biologica, contemporaneamente al trattamento secondario da cui non è fisicamente distinta, il fosforo invece è rimosso per precipitazione chimica e deve anche essa prevedere una fase di sedimentazione per la rimozione dei sali precipitati. Talvolta, può essere compresa nei trattamenti terziari anche la disinfezione, generalmente ottenuta per clorazione.

La linea fanghi, prevede la stabilizzazione e la disidratazione dei liquami, liquidi con tenori elevati di solidi in sospensione, secondo cicli che possono comprendere la fase di preispessimento per sedimentazione finalizzato ad aumentarne la concentrazione per via fisica; la fa-



se di stabilizzazione finalizzata a ridurre la putrescibilità della componente organica con processo biologico che consente l'umificazione. Con il termine stabilizzazione si intende la trasformazione del materiale organico putrescibile in un prodotto metastabile ed innocuo le cui ulteriori trasformazioni si svolgono molto lentamente, tale risultato può essere ottenuto sia per via aerobica che per via anaerobica, solo eccezionalmente i processi di stabilizzazione biologica sono sostituiti con processi di stabilizzazione chimica consistente in aggiunta di calce, in modo tale da aumentare il pH fino a valori incompatibili con l'attività batterica, senza che quindi la natura dei solidi originariamente presenti ne risulti modificata.

La fase successiva è quella di igienizzazione, ossia un trattamento molto raramente applicato a monte o a valle della stabilizzazione biologica finalizzato ad eliminare agenti patogeni dai fanghi destinati ad utilizzi agricoli, può essere condotta per pastorizzazione o per irrigamento.

La fase finale della linea fanghi prevede, il condizionamento per flocculazione volto a migliorare le caratteristiche di disidratabilità del fango rendendolo più facilmente filtrabile e la disidratazione mediante centrifugazione, filtrazione o essiccamento naturale, fino ad ottenere un contenuto di umidità pari a 0.7-0.8 in funzione delle destinazioni d'uso previste.

Le sostanze causa di molestia olfattiva nell'atmosfera circostante gli impianti di depurazione possono essere costituiti, generalmente, da composti gassosi di natura inorganica o da composti organici ad alta volatilità. I primi sono, principalmente, conseguenza dell'attività biologica nel liquame, i secondi sono spesso determinati dalla presenza in fognatura di scarichi di origine industriale.

La presenza di cattivi odori è dovuta sia allo scarico di sostanze maleodoranti nel sistema di collettamento, usualmente ad opera di specifiche lavorazioni industriali, o alla formazione di sostanze maleodoranti lungo la rete di fognatura dovuta all'innescio di processi anaerobici. La rete di adduzione degli effluenti può costituire un veicolo di composti osmogeni che si evidenziano particolarmente nei punti ove le condizioni di turbolenza facilitano il rilascio in atmosfera delle sostanze. La possibilità che insorgano condizioni di anaerobiosi in fognatura dipende dal tipo di rete, dal carico organico del liquame, dalla velocità di scorrimento, dalle caratteristiche geometriche della condotta (lunghezza e pendenza) e dalla temperatura dell'ambiente.

La anaerobiosi può essere anche una caratteristica del processo, generalmente le emissioni più rilevanti si verificano nei punti di raccolta e stoccaggio di materiali a forte carico organico (grigliatura pozzetti di estrazione fanghi), nelle fasi caratterizzate da tempi di permanenza prolungati (ispessitori di fanghi freschi, digestori) e nelle unità di processo nelle quali sono facilitati i fenomeni di volatilizzazione (disidratazione e trattamento dei fanghi).

#### *5.1.3.1 Le misure negli impianti di depurazione delle acque reflue*

Per la valutazione delle emissioni osmogene dagli impianti di trattamento delle acque reflue sono state effettuate 6 campagne di misura, su 5 impianti. Presso l'impianto di Bologna la misura è stata ripetuta in due stagioni diverse per poter valutare come i cambiamenti climatici influenzano i valori di concentrazione di odore.

Tali impianti trattano la stessa tipologia di reflui civili ed industriali, ma in diverse proporzioni tra loro.

Gli impianti sono costituiti da zone all'aperto quali: vasche di grigliatura, flottazione, flocculazione, sedimentazione primaria, ossidazione, nitrificazione, sedimentazione secondaria e da zone al chiuso quali: linea trattamento fanghi (preispessitori, postispessitori, nastropresse) con l'aria captata ed inviata ai presidi di abbattimento (scrubber e biofiltri).

Nell'ambito delle campagne olfattometriche, sono state monitorate tutte le zone dell'impianto causa di molestia olfattiva: linea di depurazione acque, linea fanghi, nonché i presidi atti alla deodorizzazione.

#### *Impianto di depurazione in provincia di Bergamo*

L'impianto di Bergamo a fanghi attivi depura le acque fognarie della città e di alcuni Paesi limitrofi.

Sono stati prelevati complessivamente 10 campioni, sulla linea acque, sulla linea fanghi e su

punti ritenuti critici per l'emissione di odori, oltre che sui due biofiltri dell'impianto, sistemi che operano la depurazione da inquinanti odorigeni delle arie esauste, forzatamente convogliate dagli attigui capannoni di lavorazione.

L'obiettivo principale di quest'indagine olfattometrica è stato quello di determinare l'emissione odorigena complessiva dell'impianto di depurazione e il carico di odore dei campioni prelevati a monte e a valle del biofiltro 1 e del biofiltro 2 al fine di quantificare i miglioramenti in termini di efficienza di abbattimento e uniformità di funzionamento.

I campionamenti sono stati effettuati sempre con cappa dinamica o cappa statica a seconda delle sorgenti, ma per le vasche insufflate con aria dal fondo (vasche di pretrattamento e di nitrificazione) è stata utilizzata la cupola in plexiglas della cappa dinamica non inviando però una portata nota di aria neutra. Tali vasche essendo insufflate di aria sono state infatti considerate dotate di flusso proprio e la cappa è servita solo a convogliare il flusso osmogeno emesso.

Nei punti, pur fonte di molestia olfattiva, ma con flussi non convogliabili in un sistema di captazione, sono stati effettuati campionamenti con la semplice pompa a vuoto ponendosi il più vicino possibile con il tubo di teflon da cui entra l'aria osmogena nel sacchetto campionatore. In particolare sono stati prelevati:

- 1 campione nella zona ove entra il rifiuto nell'impianto e incontra la griglia, 1 campione nella vasca di dissabbiatura e disoleatura (vasca aerata), 1 campione nella vasca di nitrificazione (vasca aerata), 1 campione nella vasca di sedimentazione secondaria (non aerata) e 1 campione nella vasca ispessimento fanghi;
- 1 campione nel condotto contenente l'aria presente nella zona di digestione anaerobica che costituisce il 10% della portata di ingresso al biofiltro;
- 1 campione nel condotto contenente l'aria presente nella zona concentrazione melme o omogenizzazione che costituisce il 5% della portata di ingresso al biofiltro;
- 1 campione prelevato il più vicino possibile alla nastro pressa, l'aria aspirata sopra costituisce l'85% della portata di ingresso al biofiltro;
- 2 campioni in uscita dai due biofiltri che hanno superfici emittenti rispettivamente di 38 m<sup>2</sup> e 34,8 m<sup>2</sup> per un totale complessivo di 72,8 m<sup>2</sup> di superficie biofiltrante pari a 115m<sup>3</sup> di materiale filtrante, costituiti ciascuno da una miscela equivolume di aria prelevata in due punti.

I risultati ottenuti sono riportati nelle tabelle 5.36 e 5.37.

Il campione prelevato nella zona ove il refluo entra nell'impianto di depurazione e incontra la griglia, presenta una concentrazione di odore di sole 50 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1) deve però essere considerato il fatto che, non essendo possibile effettuare il prelievo del campione con un opportuno sistema di convogliamento, esso è stato aspirato con il solo ausilio della pompa a depressione ponendosi il più vicino possibile alla superficie del refluo. Il campione prelevato risulta conseguentemente diluito dall'aria ambiente. Si può dunque ragionevolmente pensare che, la concentrazione di odore sarebbe stata notevolmente superiore se si fosse potuto predisporre un campionamento dinamico ponendo la cappa (flux chamber) sulla superficie del refluo.

La vasca di pretrattamento (dissabbiatura e disoleatura), che accoglie i reflui subito dopo l'attraversamento della griglia all'ingresso dell'impianto di depurazione, è insufflata di aria per aiutare il galleggiamento dei residui grassi e oleosi e dunque considerata dotata di flusso proprio. La sua concentrazione di odore è di 4.238 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2). Tale concentrazione di odore appare essere quella che dà il maggior contributo di odore tra quelli non captati da sistemi di aspirazione e conseguente deodorizzazione.

Sia la vasca di nitrificazione, anch'essa insufflata di aria e quindi dotata di flusso proprio, con una concentrazione di odore di 972 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3), che la vasca di sedimentazione secondaria, con una concentrazione di odore di 339 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso di odore di 653 O.U./m<sup>2</sup>h (campione 4), non appaiono essere i punti più critici, in termini di molestia olfattiva, dell'impianto.

Tabella 5.36: Campagna di misure del 30/1 presso l'impianto di depurazione di Bergamo

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria* °C	Um* %	T biof.* °C	V esp* m/s	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Grigliatura	11.25					50
2	Vasca di pretratt. (dissabbiatura disoleatura)	11.40 <sup>3</sup>	12,1				4.238
3	Nitrificatore	14.00 <sup>3</sup>	14,8				972
4	Sedimentatore secondario	12.43 13.15 <sup>2</sup>	11,6				339
5	Ispessitore fanghi	11.40					707
6	Digestore anaerobico (ingresso biofiltri)	15.00					2.828
7	Concentratore melme (ingresso biofiltri)	15.05					4.000
8	Disidratatore nastropressa (ingresso biofiltri)	13.15					261
9	Uscita biofiltro 1	15.10 <sup>1</sup>	8,7	92,4	11,7	1,2	285
10	Uscita biofiltro 2	15.30 <sup>1</sup>	8,5	99,9	9,2	0,5	92

Note:

\* I valori di temperatura ed umidità a valle del bio ltrò, di temperatura del bio ltrò e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica.

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica.

<sup>3</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica senza portata di aria neutra.

Tabella 5.37: Campioni prelevati con cappa dinamica dall'impianto di Bergamo

Campione	Punti di emissione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
4	sedimentatore secondario	0,378	339	128	653

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella ux chamber.

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

Dato il numero piuttosto modesto di campionamenti a disposizione per un impianto tanto vasto, non è stato possibile effettuare più di un campionamento a vasca. Non si può quindi escludere una leggera variazione della concentrazione di odore da un punto all'altro di una superficie odorante tanto estesa, ma tale variazione dovrebbe essere piuttosto ridotta essendo il liquame nella vasca in continua movimentazione e dunque piuttosto omogeneo. Avendo a disposizione più valori di concentrazione di odore di una stessa vasca e le sue esatte dimensioni sarebbe stato possibile effettuare un calcolo dell'emissione di odore dalla vasca stessa. In tal modo sarebbe stato possibile, oltre che confrontare i contributi odorigeni delle diverse zone dell'impianto, applicare un modello di ricaduta all'emissione odorigena complessiva dell'impianto.

La linea che sembra dare più problemi in termini di molestia olfattiva non è la linea di trattamento dell'acqua, ma quella dei fanghi, infatti, il campione prelevato nell'ispessitore fanghi ha una concentrazione di odore di 707 O.U./m<sup>3</sup> (campione 5). Anche in questo caso è importante considerare il fatto che non si è reso possibile il prelievo del campione con un opportuno sistema di convogliamento, ma lo si è aspirato con il solo ausilio della pompa a vuoto, il campione prelevato in tal modo risulta conseguentemente diluito dall'aria ambiente. Anche in questo caso si può pensare ad una concentrazione di odore reale della superficie liquida molto maggiore di quella campionata.

Quanto detto precedentemente a proposito della maggior molestia provocata dalla linea fanghi viene confermato dai valori di concentrazione di odore riscontrati nei punti critici di tale linea: la zona ove si scaricano i fanghi dal digestore anaerobico (2.828 O.U./m<sup>3</sup> campione 6), il concentratore melme (4.000 O.U./m<sup>3</sup> campione 7), e il disidratatore nastro pressa (261 O.U./m<sup>3</sup> campione 8) sono tenuti, per questo motivo, in costante aspirazione e le arie ivi aspirate vengono inviate a un sistema di biofiltrazione. La differenza di concentrazione di odore del campione prelevato nella zona del disidratatore, rispetto ai campioni del digestore anaerobico e del concentratore è dovuta soprattutto al modo con cui è avvenuto il prelievo. Mentre per la zona del digestore e per il concentratore melme è stato possibile prelevare i campioni di aria osmogena direttamente nei condotti di adduzione ai biofiltri, per il disidratatore non è stato possibile effettuare lo stesso tipo di campionamento a causa della forte depressione all'interno del condotto. Si è dunque prelevato un campione d'aria ponendosi il più vicino possibile alla nastropressa, ma diluendo inevitabilmente il campione.

Al fine di valutare l'efficienza dei presidi ambientali posti a valle del processo per la deodorizzazione delle arie provenienti dai sopraccitati punti della linea fanghi, sono stati prelevati gli ultimi due campioni sulla superficie emittente dei due biofiltri. Tali campioni hanno dato risultati poco omogenei mostrando abbattimenti di un ordine di grandezza in termini di concentrazione di odore, ma efficienza variabile da un biofiltro all'altro, passando dalle 285 O.U./m<sup>3</sup> del biofiltro 1, a 92 O.U./m<sup>3</sup> del biofiltro 2. La concentrazione di odore del biofiltro 1 è maggiore di quella del biofiltro 2 in accordo con i valori rilevati di umidità e velocità di espulsione del flusso d'aria uscente dagli stessi. L'aria in uscita dal biofiltro 1 è meno umida e possiede velocità maggiori rispetto a quella in uscita dal biofiltro 2. Tale differenza potrebbe essere imputabile alla presenza sul biofiltro 1 di zone secche o poco omogenee all'interno del letto biofiltrante che portano alla formazione di vie preferenziali d'aria con conseguente aumento delle O.U./m<sup>3</sup> in uscita.

#### *Impianto di depurazione in provincia di Reggio Emilia*

L'impianto di depurazione per acque reflue urbane di Reggio Emilia tratta liquami di origine urbana ed industriale. Nell'impianto sono stati prelevati 16 campioni sulle vasche di lavorazione del refluo e a monte e a valle dei biofiltri.

Nel dettaglio, sono stati prelevati:

- 2 campioni rispettivamente nei condotti di adduzione provenienti dalla vasca di stoccaggio del percolato in ingresso all'impianto e nella vasca di stoccaggio dei liquami, costituenti l'alimentazione ai due biofiltri;
- 2 campione in uscita dai due biofiltri, con superficie emittente rispettivamente di 16,25 m<sup>2</sup>, costituiti dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti;
- 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla vasca del concentratore, che costituisce l'alimentazione al terzo biofiltro e 1 campione in uscita dal terzo biofiltro, che ha superficie emittente di 16,25 m<sup>2</sup>, costituito dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti;
- 1 campione nella vasca di dissabbiatura e disoleatura, 1 campione nella vasca di sedimentazione primaria, 1 campione nella vasca di denitrificazione, (non aerata);
- 1 campione nella vasca di nitrificazione (aerata), 1 campione nella vasca di sedimentazione secondaria (non aerata), 1 campione nella vasca di pre-ispessimento fanghi (non aerata), - 1 campione nella vasca di post-ispessimento fanghi(non aerata);
- 1 campione sul letto di essiccamento;
- 1 campione nel condotto contenente l'aria dal disidratatore fanghi;
- 1 campione in uscita dal quarto biofiltro, che ha superficie emittente di 128 m<sup>2</sup> costituito dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di quattro punti.

I risultati sono riportati nelle tabelle 5.38 e 5.39.

LE PROVE SPERIMENTALI

Tabella 5.38: Campagna di misure del 6/2 presso l'impianto di Reggio Emilia

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria* °C	Um* %	T biof.* °C	V esp* m/s	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Ingresso biofiltro (vasca stoccaggio percolato)	11.00	11,3	99,9			5.993
2	Uscita biofiltro 1	11.10 <sup>1</sup>	14,0	90,0	15,2	0,8	4.362
3	Ingresso biofiltro 2 (vasca stoccaggio liquami)	11.20	12,8	99,9			25.398
4	Uscita biofiltro 2	11.30 <sup>1</sup>	13,6	94,5	15,4	0,7	5.823
5	Ingresso biofiltro 3 (aria da concentratore)	11.40	14,2	99,9			1.542
6	Uscita biofiltro 3	11.50 <sup>1</sup>	15,8	93,2	16,5	1,0	944
7	Vasca di pretratt. (dissabbiatura disoleatura)	12.00 <sup>3</sup>	9,4				4.490
8	Sedimentatore primario	12.28 13.00 <sup>2</sup>	12,2				1.155
9	Denitrificazione	13.10 13.42 <sup>2</sup>	11,4				1.309
10	Nitrificazione	13.50 <sup>3</sup>	11,1				1.155
11	Sedimentatore secondario	14.00 14.32 <sup>2</sup>	11,0				578
12	Pre-ispessitore fanghi	14.40 15.12 <sup>2</sup>	9,9				4.238
13	Post-ispessitore fanghi	15.20 15.52 <sup>2</sup>	8,8				1.059
14	Letto di essiccamento	15.58 16.30 <sup>2</sup>	7,6				2.059
15	Ingresso biofiltro 4 (aria da disidratatore fanghi)	16.40	8,9	99,9			2.448
16	Uscita biofiltro 4	16.45 <sup>1</sup>	15,6	90,9	16,2	1,1	1.155

Note:

\* I valori di temperatura ed umidità a valle del biofiltro come pure i valori di temperatura del biofiltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica.

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica.

<sup>3</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica senza portata di aria neutra.

Tabella 5.39: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Reggio Emilia

Campione	Punto di emissione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
8	Sedimentatore primario	0,378	1.155	436	2.224
9	Denitrificazione	0,378	1.309	494	2.520
11	Sedimentatore secondario	0,378	578	218	1.112
12	Pre-ispessitore fanghi	0,378	4.238	1.602	8.173
13	Post-ispessitore fanghi	0,378	1.059	400	2.040
14	Letto di essiccamento	0,378	2.059	778	3.969

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella ux chamber.

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

Il campione prelevato nel condotto contenente le arie aspirate dalla vasca di stoccaggio del percolato proveniente da discarica, in ingresso al primo biofiltro, presenta una concentrazione di odore di 5.993 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1). È importante evidenziare il fatto che tale vasca viene ossigenata dal basso in modo da favorire il trattamento aerobico del liquame da parte dei microrganismi naturalmente presenti all'interno dello stesso, in stoccaggio da alcuni giorni; in tal modo vengono ossidati parzialmente alcuni dei composti odoriferi.

Il campione prelevato sulla superficie emittente del biofiltro per valutarne l'efficienza ha mostrato una concentrazione di odore di 4.362 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2), dando risultati poco confortanti in termini di abbattimento dell'odore, con un'efficienza di abbattimento del 27%. Relativamente all'uniformità di funzionamento del biofiltro i valori di temperatura, umidità e velocità di espulsione dell'aria emessa nei punti di campionamento hanno evidenziato in modo apprezzabile, zone morte di passaggio preferenziale d'aria; infatti la velocità di espulsione dell'aria dal biofiltro ha mostrato valori variabili da 0,2 a 1,4 m/s. I valori di temperatura del letto filtrante si aggirano attorno ai 15 °C. I valori di umidità relativa hanno mostrato una non uniformità del livello di saturazione del letto biofiltrante, evidenziando una zona più secca e quindi preferenziale per l'uscita dell'aria osmogena.

Il campione prelevato nel condotto contenente le arie aspirate dalla vasca di stoccaggio dei liquami proveniente da scarichi civili, in ingresso al biofiltro 2, presenta una concentrazione di odore di 25.398 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3).

Il campione prelevato sulla superficie emittente del biofiltro ha mostrato una concentrazione di odore di 5.823 O.U./m<sup>3</sup> (campione 4) con efficienza di abbattimento del 77%. Relativamente all'uniformità di funzionamento del biofiltro i valori di temperatura, umidità e velocità di espulsione dell'aria emessa nei punti di campionamento hanno evidenziato zone morte di passaggio preferenziale d'aria; si misurano infatti velocità di espulsione dell'aria dal biofiltro che variano da 0,3 a 1,1 m/s. I valori di temperatura del letto filtrante si aggirano attorno ai 15 °C. I valori di umidità relativa evidenziano una non uniformità del livello di saturazione del letto biofiltrante avendo riscontrato valori molto diversi tra loro.

Il campione prelevato nel condotto contenente le arie aspirate dal concentratore, presenta una concentrazione di odore di 1.542 O.U./m<sup>3</sup> (campione 5), tali arie sono convogliate e inviate al terzo biofiltro.

Il campione prelevato in uscita dal suddetto biofiltro ha mostrato una concentrazione di odore di 944 O.U./m<sup>3</sup>, anche in questo caso l'efficienza è stata molto bassa pari al 39%. Relativamente all'uniformità di funzionamento del biofiltro i valori di temperatura, umidità e velocità di espulsione dell'aria emessa nei punti di campionamento hanno evidenziato in maniera apprezzabile zone morte di passaggio preferenziale d'aria.

Il biofiltro atto al trattamento dell'aria proveniente dal disidratatore fanghi ha evidenziato un'efficienza pari al 52%, il campione all'ingresso ha mostrato una concentrazione di odore pari 2.448 O.U./m<sup>3</sup>, mentre quello in uscita di 1.155 O.U./m<sup>3</sup> evidenziando un malfunzionamento del biofiltro.

La vasca di pretrattamento (di dissabbiatura e disoleatura), che accoglie i reflui provenienti dalle vasche di stoccaggio all'ingresso dell'impianto di depurazione, è insufflata di aria per aiutare il galleggiamento dei residui grassi e oleosi e dunque considerata dotata di flusso proprio, la sua concentrazione di odore è di 4.490 O.U./m<sup>3</sup> (campione 7). Tale concentrazione di odore appare essere molto alta e una tra le più moleste di quelle non captate dai sistemi di aspirazione e conseguente deodorizzazione.

In accordo con quanto ci si può aspettare dallo schema di processo, la vasca di sedimentazione primaria, con una concentrazione di odore di 1.155 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso di 2.224 O.U./m<sup>2</sup>h (campione 8), presenta una molestia olfattiva quasi doppia rispetto alla vasca di sedimentazione secondaria, che ha una concentrazione di odore di 578 O.U./m<sup>3</sup> un flusso di 1.112 O.U./m<sup>2</sup>h (campione 11).

La vasca di denitrificazione, con una concentrazione di odore di 1.309 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso di 2.520 O.U./m<sup>2</sup>h (campione 9), presenta una molestia olfattiva comparabile con la vasca di nitrificazione che ha una concentrazione di odore di 1.155 O.U./m<sup>3</sup> (campione 8). Tali emissioni, non convogliate ad un sistema di deodorizzazione, appaiono essere punti di possibile molestia olfattiva per l'impianto.

Il campione prelevato nella vasca di pre-ispessimento fanghi ha una concentrazione di odo-

re di 4.238 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso di 8.173 O.U./m<sup>2</sup>h (campione 12) valori piuttosto elevati essendo arie non deodorizzate. Il campione prelevato sulla vasca di post-ispessimento dà un contributo, in termini di molestia olfattiva, molto ridotto rispetto al pre-ispessitore con una concentrazione di odore di 1.059 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso di 2.040 O.U./m<sup>2</sup>h (campione 13). Infine, il campione prelevato su uno dei letti di essiccazione fanghi, ha una concentrazione di odore di 2.059 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso di 3.969 O.U./m<sup>2</sup>h. Tale concentrazione e flusso di odore appaiono essere piuttosto rilevanti vista soprattutto l'estensione della zona dedicata all'essiccazione dei fanghi (campione 14).

#### *Impianto di depurazione in provincia di Bologna*

Nell'impianto di depurazione di Bologna a fanghi attivi sono state effettuate due campagne di misura la prima nel mese di marzo e la seconda nel mese di giugno.

Sono stati prelevati in ciascuna campagna, un totale di 14 campioni, nei condotti provenienti da diverse zone, ritenute punti critici per l'emissione di odori, sulle vasche di trattamento dell'acqua e sui biofiltri presenti nell'impianto.

Nel dettaglio sono stati prelevati i seguenti campioni:

- 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla zona ove avviene laagliatura dell'acqua in ingresso all'impianto ed 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla zona di trattamento dei fanghi separati durante la depurazione delle acque, tali condotti costituiscono l'alimentazione al primo biofiltro;
- 1 campione costituito dalle arie provenienti dal primo e dal secondo condotto che si mescolano nel plenum del primo biofiltro;
- 2 campioni in uscita dal primo biofiltro (campione 1A e 1B), che ha superficie emittente di 300 m<sup>2</sup>, costituiti ciascuno dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti;
- 1 campione nella vasca di dissabbiatura e disoleatura. (vasca aerata), 1 campione nella vasca di sedimentazione primaria (non aerata) e 1 campione nella vasca di sedimentazione secondaria (non aerata);
- 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dall'ispessimento fanghi e vasche di accumulo, 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla sala ove è presente la nastropressa, 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla sezione dei digestori ove sono presenti le pompe di alimentazione e ricircolo, tali condotti costituiscono l'alimentazione al secondo biofiltro;
- 1 campione costituito dalle arie provenienti dal primo, dal secondo, dal terzo condotto che si mescolano nel plenum del secondo biofiltro;
- 2 campione in uscita dal secondo biofiltro (campione 2A e 2B), che ha superficie emittente di 300 m<sup>2</sup>, costituiti ciascuno dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti.

I risultati ottenuti in entrambe le campagne sono riportati nelle tabelle seguenti.

Tabella 5.40: Campagne di misura del 5/3 e del 26/6 presso l'impianto di depurazione di Bologna

Campione	Punto di emissione	Data	Ora	T <sub>aria</sub> * °C	Um.* %	T <sub>biof.*</sub> °C	V <sub>esp.*</sub> m/s	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Condotto di ingresso biofiltro 1 (zona grigliatura)	5/3	16.15					2.748
2	Condotto di ingresso biofiltro 1 (trattamento fanghi)	5/3	16.20					17.287
3	Plenum biofiltro 1	5/3	16.25	19,2	69,8			10.679
4	Uscita biofiltro 1, A	5/3	16.35 <sup>1</sup>	17,1	92,2	13,6	0,4	972
5	Uscita biofiltro 1, B	5/3	16.40 <sup>1</sup>	15,9	99,9	14,0	0,7	2.040
6	Vasca di pretratt. (dissabbiatura disoleatura)	5/3	16.43-17.15 <sup>3</sup>	15,8				1.122
7	Sedimentatore primario	5/3	17.20-17.52 <sup>2</sup>	15,0				4.621
8	Sedimentatore secondario	5/3	18.00-18.32 <sup>2</sup>	14,8				1.189
9	Condotto di ingresso biofiltro 2 (ispessitore, vasca accumulo)	5/3	18.40	13,7	99,9		5,8	46.581
10	Condotto di ingresso biofiltro 2 (sala filtopressa)	5/3	18.45	19,0	69,4		18,4	7.772
11	Condotto di ingresso biofiltro 2 (sezione digestori)	5/3	18.50	20,3	67,5		12,3	1.189
12	Plenum biofiltro 2	5/3	18.55	21,6	63,5			4.238
13	Uscita biofiltro 2, A	5/3	19.00	13,8	99,9	16,7	0,6	1.122
14	Uscita biofiltro 2, B	5/3	19.10	13,6	99,9	15,4	1,1	359
1	Condotto di ingresso biofiltro 1 (zona grigliatura)	26/6	11.00					6.350
2	Condotto di ingresso biofiltro 1 (trattamento fanghi)	26/6	11.05					22.627
3	Plenum biofiltro 1	26/6	11.15	35,3	39,2			11.314
4	Uscita biofiltro 1, A	26/6	11.25 <sup>1</sup>	30,8	68,5	23,3	2,1	8.000
5	Uscita biofiltro 1, B	26/6	11.30 <sup>1</sup>	31,9	71,4	23,3	0,4	3.175
6	Vasca di pretratt. (dissabbiatura-disoleatura)	26/6	11.35-12.05 <sup>3</sup>	29,2				13.454

segue



segue

Tabella 5.40: Campagne di misura del 5/3 e del 26/6 presso l'impianto di depurazione di Bologna

Campione	Punto di emissione	Data	Ora	T <sub>aria</sub> * °C	Um.* %	T <sub>biof.*</sub> °C	V <sub>esp.*</sub> m/s	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
7	Sedimentatore primario	26/6	12.10-12.42 <sup>2</sup>	37,2				40.317
8	Sedimentatore secondario	26/6	12.50-13.22 <sup>2</sup>	39,3				1.000
9	Condotto di ingresso biofiltro 2 (ispessitore, vasca accumulo)	26/6	13.30	40,5	31,0		3,3	45.255
10	Condotto di ingresso biofiltro 2 (sala filtrpressa)	26/6	13.35	32,0	41,2		18,6	4.490
11	Condotto di ingresso biofiltro 2 (sezione digestori)	26/6	13.45	41,1	24,5		14,5	739
12	Plenum biofiltro 2	26/6	13.50	34,5	37,0			5.040
13	Uscita biofiltro 2, A	26/6	13.55	31,4	99,9	23,9	0,6	269
14	Uscita biofiltro 2, B	26/6	14.05	28,9	95,5	23,3	0,6	254

Note:

\* I valori di temperatura ed umidità a valle del bio ltrò come pure i valori di temperatura del bio ltrò e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica.<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica.<sup>3</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica senza portata di aria neutra.

Tabella 5.41: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Bologna

Campione	Punto di emissione	Data	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
7	Sedimentatore primario	5/3	0,378	4.621	1.747	8.912
8	Sedimentatore secondario	5/3	0,378	1.189	449	2.293
7	Sedimentatore primario	26/6	0,378	40.317	15.240	77.755
8	Sedimentatore secondario	26/6	0,378	1.000	378	1.929

Note:  
<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella *ux chamber*.  
<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla *ux chamber* (avente raggio pari a 0,25 metri).

I valori ottenuti nelle prove hanno permesso di individuare le zone ed i dispositivi più problematici in termini di molestia olfattiva, nonché di confrontare i valori ottenuti durante le due campagne.

I campioni prelevati nei condotti di adduzione al primo biofiltro, contenenti le arie aspirate dalla zona della grigliatura del refluo in ingresso all'impianto e dalla zona di trattamento dei fanghi di processo (che comprende 2 preispessitori, 2 bacini fanghi biologici e il ricircolo fanghi attivi dai sedimentatori), presentano nelle prima e nella seconda campagna rispettivamente le seguenti concentrazioni di odore di 2.748 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1 prima campagna), 17.287 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2 prima campagna), di 6.350 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1 seconda campagna) e 22.627 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2 seconda campagna). Tali differenti concentrazioni di odore, dovute unicamente alla tipologia di materiale trattato, vanno a dare, nel plenum del biofiltro ove le due arie vengono equamente miscelate, una concentrazione di odore rispettivamente di 10.679 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3 prima campagna) e 11.314 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3 seconda campagna). I valori riscontrati nelle due campagne olfattometriche sono molto simili. Inoltre, tali prelievi e successive analisi mostrano come non si possano mediare due concentrazioni di odore, anche se associate a portate simili, se tali arie non provengono dalla medesima zona di trattamento. Gli effetti sinergici e di mascheramento delle diverse molecole presenti nei due flussi che si mescolano potrebbero provocare un innalzamento o al contrario un abbassamento dell'odore complessivo medio del flusso non ancora chiarito.

Per verificare l'efficienza del presidio ambientale atto alla deodorizzazione delle arie provenienti dalla sopraccitata fase, sono stati prelevati due campioni, in ciascuna campagna olfattometrica, ciascuno costituito da una miscela equivolume di aria prelevata in due punti, sulla superficie emittente del biofiltro, mostrando un'efficienza di abbattimento nella prima campagna del 91% e del 81%, mentre nella seconda del 29% e del 72%. Va sottolineato che nella seconda campagna di misure olfattometriche erano in corso dei lavori di manutenzione sul letto filtrante (ad esempio di estirpamento radici) che hanno provocato una notevole disuniformità nel letto con evidenti zone di passaggio preferenziale dell'aria.

I campioni prelevati sulla vasca di pretrattamento (dissabbiatura-disoleatura) hanno mostrato una concentrazione in termini di molestia olfattiva pari a 1.122 O.U./m<sup>3</sup> (campione 6 prima campagna) e 13.454 O.U./m<sup>3</sup> (campione 6 seconda campagna), valore decisamente superiore a quanto trovato nella prima campagna di misure olfattometriche. Tale differenza di concentrazione di odore è unicamente dovuta alla diversità del refluo trattato durante la giornata della misurazione.

I campioni prelevati sulle vasche del sedimentatore primario e secondario hanno mostrato nelle due campagne rispettivamente i seguenti valori 4.621 O.U./m<sup>3</sup>, con flusso di odore di 8.912 O.U./m<sup>2</sup>h, 1.189 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso di odore di 2.293 O.U./m<sup>2</sup>h (campioni 7 e 8 prima campagna) 40.317 O.U./m<sup>3</sup> con flusso di odore di 77.755 O.U./m<sup>2</sup>h e 1.000 O.U./m<sup>3</sup>, con flusso di odore di 1.929 O.U./m<sup>2</sup>h (campioni 7 e 8 seconda campagna).

I campioni prelevati nei condotti di adduzione al secondo biofiltro, contenenti le arie aspirate dalla zona della vasca di accumulo/ispessimento dei fanghi, dalla sala del filtro nastropressa e dalla sezione digestori, presentano una concentrazione di odore rispettivamente di 46.581 O.U./m<sup>3</sup> 7.772 O.U./m<sup>3</sup> 1.189 O.U./m<sup>3</sup> (campioni 9, 10, 11 prima campagna) 45.235 O.U./m<sup>3</sup>, di 4.490 O.U./m<sup>3</sup> e di 739 O.U./m<sup>3</sup> (campioni 9, 10, 11 seconda campagna). Tale differenti concentrazioni di odore, dovute chiaramente alla sezione da cui le differenti arie sono state aspirate, vanno a dare, nel plenum del biofiltro ove i tre condotti si uniscono, una concentrazione di odore di 4.238 O.U./m<sup>3</sup> (campione 12 prima campagna) nel primo caso e 5.040 O.U./m<sup>3</sup> nel secondo caso (campione 12 seconda campagna). Nei tre condotti passano portate di aria molto diverse, le velocità misurate all'interno mostrano che, il condotto a più alta concentrazione di odore è quello a portata inferiore.

Infine, per verificare l'efficienza del secondo biofiltro atto alla deodorizzazione delle arie provenienti dalla fase descritta precedentemente, sono stati prelevati due campioni, miscela equivolume di due punti ciascuno sulla superficie emittente del biofiltro, che hanno mostrato nella prima campagna una disuniformità di abbattimento in termini di odore con un'efficienza del 74% e del 92%. Dai dati rilevati sul biofiltro di temperatura, umidità e velocità di espulsione di aria, non evidenziando zone di passaggio preferenziale dell'aria, non è possibile spiegare la diversità dell'efficienza di abbattimento nelle due zone. Nella seconda campagna di prove i valori di concentrazione di odore riscontrati sulla superficie emittente del biofiltro sono stati rispettivamente di 269 O.U./m<sup>3</sup> e di 254 O.U./m<sup>3</sup> mostrando un'efficienza pari al 95%.

#### *Impianto di depurazione in provincia di Milano*

L'impianto di depurazione di Milano tratta per il 20% della sua potenzialità acque industriali e per l'80% acque civili.

Complessivamente nell'impianto sono stati effettuati 12 prelievi, sia sulle vasche di lavorazione del refluo, sia in ingresso che in uscita dei presidi ambientali atti alla deodorizzazione delle arie quali scrubber e biofiltri.

In particolare sono stati prelevati:

- 1 campione nel condotto di adduzione al biofiltro 1 trattante le arie provenienti dall'ispessitore fanghi (3.500 m<sup>3</sup>/h) e 1 campione in uscita dallo stesso biofiltro, con superficie emittente di 30 m<sup>2</sup>, costituito dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti;
- 1 campione nel condotto di adduzione al biofiltro 2 trattante le arie provenienti dalla grigliatura fine (2.500 m<sup>3</sup>/h) e 1 campione in uscita dallo stesso biofiltro, con superficie emittente di 24 m<sup>2</sup>, costituito dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti;
- 1 campione nel condotto di adduzione al biofiltro 3 trattante le arie provenienti dalla grigliatura grossolana (10.000 m<sup>3</sup>/h) e 1 campione in uscita dallo stesso biofiltro, con superficie emittente di 91 m<sup>2</sup>, costituito dalla miscela equivolume di aria prelevata in corrispondenza di due punti;
- 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla zona di trattamento dei fanghi (locale nastropressa e disidratazione) separati durante la depurazione delle acque, che costituisce l'alimentazione allo scrubber ed 1 campione in uscita dallo scrubber sopra menzionato;
- 1 campione nella vasca di sedimentazione primaria (non aerata), 1 campione nella vasca di sedimentazione secondaria (non aerata), 1 campione nella vasca di ossidazione (aerata) ed 1 campione nella vasca di dissabbiatura e disoleatura (aerata).

I risultati sono riportati nelle tabelle 5.42 e 5.43.

Tabella 5.42: Risultati della campagna di misura del 10/4 nell'impianto di depurazione di Milano

Campio- ne	Punto di emissine	Ora	T aria °C	Um.* %	T biof.* °C	P. di ca- rico hPa	V.esp.* m/s	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Ingresso biofiltro 1 (ispessitore fanghi)	11.00	19,3	66,8		3,40	18,8	40.317
2	Uscita biofiltro 1	11.10 <sup>1</sup>	19,4	77,5	14,6		0,9	466
3	Ingresso biofiltro 2 (grigliatura fine)	11.30	24,9	54,8		2,40	16,3	2.311
4	Uscita biofiltro 2	11.40 <sup>1</sup>	26,6	69,2	20,9		0,7	131
5	Ingresso biofiltro 3 (grigliatura grossolana)	11.50	20,5	61,3		1,73	14,5	610
6	Uscita biofiltro 3	12.00 <sup>1</sup>	22,5	61,0	13,7		1,0	138
7	Ingresso scrubber (nastropressa, disidratatore fanghi)	12.10	18,2	53,6				25.398
8	Uscita scrubber	12.20	17,4	69,7				5.657
9	Sedimentatore primario	12.40 13.12 <sup>2</sup>	21,5				5,8	1.634
10	Sedimentatore secondario	13.20 13.52 <sup>2</sup>	22,9				18,4	587
11	Vasca di ossidazione	14.00 14.32 <sup>3</sup>	21,6				12,3	640
12	Dissabbiatura- disoleatura	14.40- 15.12 <sup>3</sup>	21,5					739

Note:

\* I valori di temperatura ed umidità a valle del biofiltro, i valori di temperatura del biofiltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa statica.

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica.

<sup>3</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica senza portata di aria neutra.

Tabella 5.43: Campioni prelevati con cappa dinamica

Campione	Punto di emissine	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
9	Sedimentatore primario	0,378	1.634	618	3.151
10	Sedimentatore secondario	0,378	587	222	1.132

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella flux chamber.

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla flux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

I risultati hanno evidenziato come il condotto di adduzione al primo biofiltro contenente le arie aspirate dalla zona di pre-ispessimento fanghi (campione 1), sia la zona più problematica in termini di molestia olfattiva con una concentrazione di odore pari a 40.317 O.U./m<sup>3</sup>. L'efficienza del biofiltro è risultata pari al 99% avendo il campione in uscita (campione 2) una concentrazione di odore di 466 O.U./m<sup>3</sup>.

Il campione prelevato nel condotto di adduzione al secondo biofiltro (campione 3), contenente le arie aspirate dalla zona della grigliatura fine, presenta una concentrazione di odore di 2.311 O.U./m<sup>3</sup>, mentre il campione in uscita dal suddetto biofiltro ha mostrato una concentrazione di odore di 131 O.U./m<sup>3</sup> (campione 4) con un'efficienza del 94%.

Il campione prelevato nel condotto di adduzione al terzo biofiltro (campione 5), contenente le arie aspirate dalla zona della grigliatura grossolana, presenta una concentrazione di odore di 610 O.U./m<sup>3</sup>, essendo la concentrazione di odore del campione prelevato dalla superficie

del biofiltro pari a 138 O.U./m<sup>3</sup>, l'efficienza del presidio risulta essere molto buona, infatti l'odore proprio del biofiltro si attesta attorno alle 100 O.U./m<sup>3</sup>.

Nonostante il valore in ingresso allo scrubber paria a 25.398 O.U./m<sup>3</sup> (campione 7) sia nettamente inferiore rispetto al campione in ingresso al biofiltro 1, il campione prelevato in uscita dal sopracitato presidio ambientale (campione 8) ha mostrato una concentrazione di odore piuttosto elevata con 5.657 O.U./m<sup>3</sup>.

L'efficienza dello scrubber si attesta comunque attorno al 77%, valore da considerarsi elevato per la tipologia del presidio. Nonostante l'alta efficienza è comunque consigliabile un secondo presidio ambientale che tratti le arie in uscita da questo scrubber che rimangono, da un punto di vista odorimetrico, troppo cariche per essere inviate in atmosfera.

Il campione prelevato sulla vasca del sedimentatore primario (campione 9) ha mostrato una concentrazione in termini di molestia olfattiva pari a 1634 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso d'odore di 3.151 O.U./m<sup>2</sup>h. La concentrazione di odore rilevata su tale vasca sembra, tra le zone analizzate, essere la più molesta di quelle non captate dai sistemi di aspirazione e conseguente deodorizzazione, avendo rilevato sulla vasca di dissabbiatura – disoleatura (campione 12) un valore pari a 739 O.U./m<sup>3</sup>, sulla vasca di ossidazione (campione 11) di 640 O.U./m<sup>3</sup> e sulla vasca di sedimentazione secondaria un valore di 587 O.U./m<sup>3</sup> con un flusso di odore di 1.132 O.U./m<sup>2</sup>h (campione 10).

#### *Impianto di depurazione di Torino*

L'impianto di depurazione per le acque reflue urbane di Torino tratta liquami sia di origine civile che produttiva. I prelievi sono stati effettuati sia sulle vasche di lavorazione del refluo che in ingresso ed in uscita agli scrubber.

Sono stati prelevati un totale di 13 campioni, in particolare:

- 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla zona ove avviene la grigliatura dell'acqua in ingresso all'impianto, tale condotto costituisce l'alimentazione al primo scrubber ed 1 campione nel condotto di uscita dello stesso scrubber;
- 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla zona di trattamento dei fanghi separati durante la depurazione delle acque, che costituisce l'alimentazione al secondo scrubber e 1 campione nel condotto in uscita dallo stesso scrubber;
- 3 campioni prelevati sui 3 condotti di adduzione al secondo scrubber provenienti rispettivamente dal pre-ispessimento fanghi, post-ispessimento fanghi e dalla sala ove è presente la nastropressa (campioni 11, 12 e 13);
- 1 campione nella vasca di dissabbiatura e disoleatura (aerata), 1 campione nella vasca di sedimentazione primaria (non aerata), 1 campione nella vasca di ossidazione biologica (aerata), 1 campione nella vasca di sedimentazione secondaria (non aerata), 1 campione nella vasca di filtrazione in cui avviene uno dei trattamenti finali dell'acqua e 1 campione sui fanghi filtrati in stoccaggio.

I risultati sono riassunti nella tabella 5.44 e 5.45.

Tabella 5.44: Campagna di misure del 25/5 presso l'impianto di depurazione di Torino

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria* °C	Um.* %	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	ingresso scrubber 1	10.00	20,6	81,8	3.564
2	uscita scrubber	10.15	19,5	99,9	2.378
3	ingresso scrubber 2	10.30	29,6	52,7	4.621
4	uscita scrubber 2	10.50	22,8	99,9	3.175
5	vasca di pretratt. (dissabbiatura-disoleatura)	11.00 <sup>2</sup>	35,5		3.364
6	sedimentatore primario	11.20-11.52 <sup>1</sup>	31,0		4.490
7	ossidatore biologico	12.00-12.32 <sup>1</sup>	34,3		1.260
8	sedimentatore secondario	12.45-13.17 <sup>1</sup>	33,5		891
9	vasca di filtrazione fanghi	14.00-14.32 <sup>1</sup>	38,6		1.456
10	fanghi in stoccaggio	14.45-15.17 <sup>1</sup>	32,1		4.362
11	preispessimento fanghi	15.40			55.394
12	postispessimento fanghi	15.50			39.170
13	filtro pressa	16.00			5.496

Note:

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica.

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica senza portata di aria neutra.

Tabella 5.45: Campioni prelevati con coppa dinamica presso l'impianto di Torino

Campione	Punto di emissione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
6	sedimentatore primario	0,378	4.490	1.697	8.659
7	ossidatore biologico	0,378	1.260	476	2.430
8	sedimentatore secondario	0,378	891	337	1.718
9	vasca di filtrazione fanghi	0,378	1.456	550	2.808
10	fanghi in stoccaggio	0,378	4.362	1.649	8.412

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella ux chamber.

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla super cie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

Il campione in ingresso al primo scrubber, contenente le arie aspirate dalla zona della grigliatura del refluo in ingresso all'impianto, presenta un valore di concentrazione di 3.564 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1) e il campione prelevato dal condotto in uscita dal sopracitato scrubber ha mostrato una concentrazione di odore pari a 2.378 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2) con mediocri risultati in termini di efficienza 33%.

Anche i risultati ottenuti nel secondo scrubber, nel quale sono convogliate le arie aspirate dalla zona del trattamento dei fanghi contenuti nel refluo in ingresso all'impianto, hanno evidenziato una scarsa efficienza (31%), essendo le rispettive concentrazioni di odore in ingresso ed in uscita pari a 4.621 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3) e di 3.175 O.U./m<sup>3</sup> (campione 4). Si deve tenere presente che una media efficienza di questi abbattitori si ottiene al 50% dell'abbattimento dell'odore. I campioni prelevati sui condotti di adduzione al secondo scrubber provengono da tre diverse zone del trattamento fanghi e hanno quindi dato risultati piuttosto disomogenei tra loro. In particolare il preispessitore ha mostrato una concentrazione di odore di 55.394 O.U./m<sup>3</sup> (campione 11), il postispessitore di 39.170 O.U./m<sup>3</sup> (campione 12) e il locale nastropresse di 5.496 O.U./m<sup>3</sup> (campione 13). Il sopracitato valore in ingresso allo scrubber 4.621 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3) è molto simile a quello riscontrato nel condotto proveniente dalla nastropressa, a meno di un delta di concentrazione che può essere dovuto a fenomeni di condensazione lungo le condotte. Il condotto proveniente dal locale ove è installata la nastrop-

pressa costituisce il 70% della portata totale inviata allo scrubber ed è dunque piuttosto evidente che il valore in ingresso al presidio sia simile a quello riscontrato in tale condotto.

Il campione prelevato sulla vasca di pretrattamento (dissabbiatura - disoleatura) ha mostrato una concentrazione in termini di molestia olfattiva pari a 3.364 O.U./m<sup>3</sup> (campione 5) e quello prelevato dalla vasca di ossidazione biologica un valore pari a 1.260 O.U./m<sup>3</sup> (campione 7). È importante considerare il fatto che tali vasche vengono insufflate di aria (per aiutare il galleggiamento dei residui grassi e oleosi e per l'ossidazione biologica della sostanza organica) e dunque considerate dotate di flusso proprio.

Il campione prelevato sulla vasca del sedimentatore primario ha mostrato una concentrazione di odore pari a 4.490 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso d'odore di 8.659 O.U./m<sup>2</sup>h, tale zona risulta essere tra le più moleste rispetto alle altre zone analizzate non dotate di sistemi di captazione.

Il campione prelevato sulla vasca del sedimentatore secondario ha mostrato una concentrazione in termini di molestia olfattiva pari a 891 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso d'odore di 1.718 O.U./m<sup>2</sup>h.

Il campione prelevato nella vasca di filtrazione fanghi ha mostrato una concentrazione in termini di molestia olfattiva pari a 1.456 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso d'odore di 2.808 O.U./m<sup>2</sup>h (campione 9). La concentrazione di odore rilevata su tale vasca non sembra, tra le zone analizzate, essere tra le più moleste di quelle non captate dai sistemi di aspirazione e conseguente deodorizzazione, anche se i fanghi provenienti da tale fase e posti in stoccaggio mostrano una concentrazione di odore piuttosto alta pari a 4.362 O.U./m<sup>3</sup> e un flusso d'odore di 8.412 O.U./m<sup>2</sup>h (campione 10).

#### 5.1.3.2 I risultati ottenuti negli impianti di depurazione

Durante ognuna delle campagne olfattometriche condotte presso gli impianti di depurazione delle acque reflue, descritte in dettaglio nel precedente paragrafo, sono state monitorate tutte le zone dell'impianto probabili cause di molestia olfattiva. Lo studio ha dunque previsto, per le zone oggetto dell'indagine, un monitoraggio della linea di depurazione acque, della linea fanghi e un monitoraggio dei presidi atti alla deodorizzazione delle arie osmogene. Nella tabella 5.46 vengono elencate le tipologie di reflui trattate dai diversi impianti monitorati, la locazione degli stessi e la loro potenzialità.

In specifico sono state descritte le zone dell'impianto lasciate all'aperto (vasche di grigliatura, flottazione e flocculazione, sedimentazione primaria, ossidazione, nitrificazione, sedimentazione secondaria) e le zone al chiuso (linea trattamento fanghi: preispessitori, postispessitori, nastropresse) con aria captata ed inviata ai presidi di abbattimento (scrubber e biofiltri).

Nella tabella 5.47 vengono infine descritte le tipologie di presidi atti alla deodorizzazione delle arie provenienti dalla zone chiuse dell'impianto. Per ogni realtà monitorata viene quindi indicata la tipologia di abbattitori usati (tipicamente scrubber e/o biofiltri) e vengono individuate le caratteristiche funzionali degli stessi (tipologia di materiale costitutivo, superficie filtrante e volumetrie per il biofiltro).

Al fine di valutare l'efficienza delle tipologie di abbattitori utilizzati è stato indicato il valore in ingresso e in uscita, in termini di concentrazione di odore, per scrubber e biofiltri. Dai dati raccolti emerge un'efficienza degli scrubber che varia tra il 31% e il 78% e dei biofiltri che varia tra il 27% e il 98%. La forte variabilità riscontrata nelle efficienze dei presidi monitorati dipende, per lo più, dallo stato di manutenzione degli abbattitori stessi, è infatti importante assicurare una buona gestione per mantenere alti livelli di efficienza.

In particolare dalle tabelle precedenti si evince come le emissioni odorigene nelle fasi di grigliatura, pretrattamento (flottazione e flocculazione) e sedimentazione primaria, pur in concentrazioni non paragonabili a quelle della linea trattamento fanghi contribuiscono significativamente a provocare molestie olfattive soprattutto in funzione delle notevoli dimensioni delle superfici emittenti. È comunque importante puntualizzare che, non essendo dotate tali vasche, di flusso proprio, l'azione molesta delle molecole odorigene è fortemente influenzata dalle condizioni meteo, in particolare dai venti e dalle loro direttrici.

La fase del trattamento dei fanghi, che risulta più critica, ha comportato nel caso specifico degli impianti monitorati nel corso del progetto, l'invio ed il convogliamento delle emissioni ad appositi presidi di abbattimento.

Tabella 5.46: Emissione di odori nelle fasi di lavorazione (valori espressi in O.U./m<sup>3</sup>)

Impianto	Tipologia acque	Potenzialità (abitanti equiv)	Grigliatura	Pre-trattamento	Sedimentatore primario	Sedimentatore secondario	Ossidazione	Nitrificazione	Pre-ispessimento	Post-ispessimento	Filtro pressa
Bergamo	urbani e industriali	220.000	50*	4.238		339		972	4.000		261*
Reggio E.	urbani e industriali	280.000	2.748	4.490	1.155	578		1.155	4.238	1.059	
Bologna	urbani e industriali	900.000	2.748	1.122	4.621	1.189			46.581		7.772
Bologna	urbani e industriali	900.000	6.350	13.454	40.317	1.000			45.255		4.490
Milano	80% urbani e 20% industriali	316.000	2.311 (gr. fine) 610 (gr. grossolana)	739	1.634	587	640		40.317		
Torino	urbani e industriali	3.000.000	3.564	3.364	4.490	891	1.260		55.394	39.170	5.496

Note:

\* valore sottostimato (campione eseguito con l'ausilio della sola pompa a vuoto che ha comportato inevitabile diluizione con aria ambiente)



Tabella 5.47: Presidi atti alla deodorizzazione delle arie esauste

Impianto	Biofiltro in O.U./m <sup>3</sup>	Biofiltro out O.U./m <sup>3</sup>	Portata tot. inviata al biofiltro m <sup>3</sup> /h	Volume biofiltro m <sup>3</sup>	Materiale del biofiltro	Efficienza biofiltro %	T di flusso media e unif. °C	T del letto media e unif. °C	V media e unif. m/s	U media e unif. %	Scrubber in	Scrubber out	Efficienza scrubber %	
Bergamo	2.500	285 92	11.500	115	Torba granulare e fibrosa	88 96	9 uniforme 8,5 uniforme	12 uniforme 9,2 uniforme	1,2 uniforme 0,6 uniforme	92 uniforme 99,9 uniforme				
Reggio E.	5.993	4.362	2.000	30	Torba granulare e fibrosa	27	13 uniforme	15,2 uniforme	0,8 disuniforme	93 disuniforme				
	25.398	5.823	2.000	30		77	13 uniforme	15,4 uniforme	0,8 disuniforme	96 disuniforme				
	1.542	944	2.000	30		39	15,5 uniforme	16,5 uniforme	1 disuniforme	96 disuniforme				
	2.448	1.155	20.000	256		52	13 disuniforme	16,2 uniforme	1 disuniforme	96 disuniforme				
Bologna	10.679	1.500	55.000	300	Erica	86	16,5 uniforme	14 uniforme	0,7 uniforme	96 disuniforme				
	4.238	700	55.000	300	Erica	83	13,5 uniforme	16 uniforme	1 uniforme	99,9 uniforme				
Bologna	11.313	5.500	55.000	300	Erica	51	31,5 uniforme	23 uniforme	1,1 disuniforme	69 uniforme				
	5.040	260	55.000	300	Erica	95	30 uniforme	23 uniforme	0,6 uniforme	78 disuniforme				
Milano	40.317	466	3.500	30	Corteccia	98	19,6 uniforme	14,6 uniforme	0,9 uniforme	77,5 uniforme				
	2.311	131	2.500	24		94	26 uniforme	21 uniforme	0,7 uniforme	69 uniforme		25.398	5.657	78
	610	138	10.000	908		77	22,5 uniforme	22,5 uniforme	1 uniforme	61 uniforme				
Torino											3.654	2.378	33	
											4.621	3.175	31	

Per valutare, in generale, l'efficienza dei presidi ambientali atti alla deodorizzazione delle aree esauste di processo e di quelle captate dagli edifici di lavorazione, si è proceduto, in primo luogo, per ogni realtà monitorata ad individuare le caratteristiche funzionali dei biofiltri riportati in tabella 5.48 (velocità di espulsione e uniformità della stessa sul letto biofiltrante, umidità e temperatura del flusso in uscita dal letto e temperatura dello stesso).

Dai dati raccolti viene evidenziato un aumento dell'efficienza dei presidi biofiltranti sopra un certo valore di concentrazione in ingresso, ossia con alti carichi odorigeni in ingresso. È stata evidenziata inoltre una perdita di efficienza del letto al diminuire del livello di saturazione del flusso che lo attraversa, infatti un livello ottimale di umidità è necessario per la vita e la crescita dei microrganismi supportati sul letto biofiltrante.

In tabella viene riportata anche l'uniformità delle velocità di espulsione riscontrate, poiché spesso velocità medio basse, ma non uniformi, indicano la presenza di canali preferenziali di passaggio dell'aria osmogena e perdite di efficienza.

Non sembra esservi infine alcuna correlazione tra temperatura del flusso attraversante il letto biofiltrante ed efficienza dello stesso o tra temperatura del letto ed efficienza. Questi parametri, maggiormente legati alla stagionalità rispetto ai precedenti, possono però essere di valido aiuto se utilizzati per mappare la superficie biofiltrante e determinarne l'uniformità di funzionamento.

In questa campagna di misure condotte sugli impianti di depurazione acque, più ancora che nella campagna condotta sugli impianti di compostaggio, si è reso evidente come una scorretta o mancata manutenzione della linea trattamento delle emissioni crei forte inefficienza nei presidi ambientali. Il caso più eclatante da citare è quello della seconda campagna di misure olfattometriche di Bologna ove, su due biofiltri identici, uno sottoposto a manutenzione e l'altro no, sono stati riscontrati livelli di efficienza decisamente diversi e rispettivamente del 95 % (biofiltri con manutenzione) e 51% (biofiltri senza manutenzione).

Tabella 5.48: Caratteristiche funzionali dei biofiltri

Impianto	IN biofiltro O.U./m <sup>3</sup>	Efficienza %	Velocità m/s	Unif. velocità	Umidità %	T flusso °C	T biofiltro °C
Bergamo	2.500	88	1,2	SI	92	9	12
		96	0,6	SI	99,9	8,5	9,2
Reggio Emilia	5.993	27	0,8	NO	93	13	15,2
	25.398	77	0,8	NO	96	13	15,4
	1.542	39	1	NO	96,3	15,5	16,5
Bologna 1	2.448	52	1	NO	96	13	16,2
	10.679	86	0,7	SI	96	16,5	14
	4.238	83	1	SI	99,9	13,5	16
Bologna 2	11.313	51	1,1	NO	69	31,5	23
	5.040	95	0,6	SI	78	30	23
Milano	40.317	98	0,9	SI	77,5	19,5	14,6
	2.311	94	0,7	SI	69	26	21
	610	77	1	SI	61	22,5	14

#### 5.1.4 Le misure della banca dati del Politecnico di Milano

Al fine di avere a disposizione un numero significativo di misure olfattometriche il laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano ha messo a disposizione dell'APAT 10 ulteriori campagne di misura presenti nella propria banca dati condotte anche in diverse tipologie di impianti quali impianti di rendering, di trattamento grassi, zuccherificio, discariche, compostaggio e di depurazione.

##### *Impianto di discarica in provincia di Reggio Emilia*

L'impianto di discarica in provincia di Reggio Emilia è, secondo la normativa vigente, una discarica di prima categoria ovvero autorizzata al conferimento di rifiuti urbani.

Le misure sono state condotte nelle zone del corpo principale di scarica, a monte della stessa e sui pozzetti di captazione del biogas al fine di quantificare le emissioni di odore derivanti dalle fasi di conferimento, lavorazione e stoccaggio definitivo del rifiuto, nonché la tenuta dei pozzetti di captazione, spesso causa di molestia olfattiva.

Sono stati effettuati un totale di 22 prelievi in particolare nella zona del conferimento del rifiuto fresco sono stati effettuati 6 campionamenti di cui 4 con cappa dinamica e 2 con cappa statica.

Nella zona con rifiuto parzialmente ricoperto, invece, sono stati prelevati 8 campioni di cui 6 con cappa statica e 2 con cappa dinamica.

Si è ritenuto opportuno effettuare 4 prelievi in corrispondenza dei pozzetti di captazione del biogas per evidenziare l'incidenza in termini di odore delle eventuali fughe, inoltre sono stati prelevati 2 ulteriori campioni d'aria in corrispondenza di due vie di fuga del biogas particolarmente consistenti.

Al fine di effettuare un confronto con la situazione immediatamente adiacente al corpo di scarica, è parso interessante prelevare due ulteriori campioni, uno a monte e uno a valle della zona oggetto di indagine.

Contestualmente al prelievo dei campioni sono state misurate temperatura e umidità.

Nella seguente tabella vengono riportati i risultati ottenuti (tabelle 5.49 e 5.50).

Tabella 5.49: Campagna di misure del 14/12/99 presso l'impianto di scarica in provincia di Reggio Emilia

Campione	Punto di emissione	Ora	Q aria neutra l/min	T aria °C	Um. %	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	zona conferimento rifiuti	11.00 - 11.32 <sup>1</sup>		8,2	68,6	1.059
2		11.10 <sup>2</sup>		8,8	82,1	648
3		11.15 <sup>2</sup>		9,2	82,0	561
4		11.20 <sup>2</sup>		10,6	91,0	595
5		11,25 <sub>2</sub>		10,7	88,0	1.587
6	zona rifiuti parzialmente ricoperti	11.40 - 12.12 <sup>1</sup>	6,3	10,2	61,2	2.670
7		11.50 <sup>2</sup>		10,1	77,2	135
8		11.55 <sup>2</sup>		8,9	77,7	147
9		12.,00 <sup>2</sup>		8,9	87,3	135
10		12.05 <sup>2</sup>		9,2	79,3	160
11		12.10 <sup>2</sup>		9,2	90,0	131
12		12.15 <sup>2</sup>		8,9	82,0	240
13	pozzetti di captazione biogas	12.25 - 12.57 <sup>1</sup>	6,3	8,4	79,0	180
14		13.05 - 13,37 <sup>1</sup>	6,3	9,6	73,3	160
15		12.45 <sup>3</sup>		20,5	99,9	4.621
16		12.50 <sup>3</sup>		16,3	99,9	2.997
17		12.55 <sup>3</sup>		9,5	76,2	630
18		13.00 <sup>3</sup>		9,8	73,4	728
19		13.05 <sup>3</sup>		10,2	75,9	117.509
20		13.10 <sup>3</sup>		8,9	75,6	545
21	A monte della scarica	13.45 <sup>3</sup>		8,5	62,0	60
22	A valle della scarica	13.50 <sup>3</sup>		8,5	62,0	52

Note:

<sup>1</sup> Campionamento effettuato con cappa dinamica

<sup>2</sup> Campionamento effettuato con cappa statica

<sup>3</sup> Campionamento effettuato con pompa a depressione

Tabella 5.50: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di discarica di Reggio Emilia

Campione	Emissione	Prelievo	T aria °C	Um. %	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore <sup>1</sup> O.U./m <sup>3</sup>	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
1	zona conferimento rifiuti	Cappa dinamica	8,2	68,6	6,3	1.059	400
6		Cappa dinamica	10,2	61,2	6,3	2.670	1009
13	zona rifiuti parzialmente ricoperti	Cappa dinamica	8,4	79,0	6,3	180	68
14		Cappa dinamica	9,6	73,3	6,3	160	60

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella *ux chamber*.

<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla superficie ricoperta dalla *ux chamber* (avente raggio pari a 0,25 metri).

I risultati ottenuti, a seguito dei prelievi effettuati sul corpo di discarica, sono in linea con quanto atteso; nella zona di conferimento del rifiuto fresco, infatti, i valori sono relativamente elevati, e distribuiti nell'intervallo fra 561 e 2.670 O.U./m<sup>3</sup>. I valori più alti sono stati registrati a seguito dei prelievi effettuati con cappa dinamica (1.059 O.U./m<sup>3</sup> per il campione 1, 2.670 O.U./m<sup>3</sup> per il campione 6), anche se è stata misurata una punta di 1.587 O.U./m<sup>3</sup> a seguito di un prelievo effettuato con cappa statica. I risultati sono eterogenei anche a causa della varietà del rifiuto conferito, ma l'ordine di grandezza è tipico del rifiuto fresco.

Le emissioni dovute ai rifiuti parzialmente ricoperti, invece, presentano concentrazioni osmogene decisamente basse, con valori compresi fra 131 e 180 O.U./m<sup>3</sup>, con una punta di 240 O.U./m<sup>3</sup> per il campione 12. Tali concentrazioni non dovrebbero essere causa di molestia olfattiva, in quanto paragonabili a quelle consigliate a valle dei dispositivi di abbattimento delle emissioni di odore (biofiltri).

I campioni 15 e 16, prelevati in corrispondenza di due flussi non captati di biogas, sono state misurate concentrazioni osmogene molto elevate (4.621 O.U./m<sup>3</sup> per il campione 15, 2.997 O.U./m<sup>3</sup> per il campione 16). L'esistenza di fughe e percorsi preferenziali potrebbe essere indice di una rete di captazione non perfettamente funzionante.

In corrispondenza dei pozzetti di captazione sono stati misurati valori compresi fra le 545 e 728 O.U./m<sup>3</sup>, ad eccezione del campione 19 che ha fatto rilevare un valore decisamente elevato pari a 117.509 O.U./m<sup>3</sup>. Ciò sta a indicare la presenza di trafiletti o di pozzetti a tenuta non perfetta.

I campioni prelevati a monte e a valle della discarica sono caratterizzati da una concentrazione di odore molto bassa; l'odore presente in loco è comunque caratteristico della lavorazione effettuata.

#### *Impianto di compostaggio in provincia di Milano*

Nell'impianto di compostaggio in provincia di Milano sono state effettuate tre campagne di misura rispettivamente nei mesi di Giugno, Aprile e Ottobre.

Le campagne di misura sono state finalizzate a valutare l'efficienza dei 4 biofiltri atti al trattamento delle arie osmogene provenienti dagli attigui capannoni di lavorazione.

Sono stati effettuati, in ciascuna campagna, un prelievo a monte e due in uscita da ciascun biofiltro aventi le seguenti caratteristiche:

- biofiltro R (area di ricezione e preselezione) con dimensioni di 35m x 10.5m<sup>2</sup>;
- biofiltro C (area compostaggio accelerato) con dimensioni di 72m x 10.5 m<sup>2</sup>;
- biofiltro Ma (area di maturazione) con dimensioni di 41m x 9.5 m<sup>2</sup>;
- biofiltro Mb (area di maturazione) con dimensioni di 41m x 9.5 m<sup>2</sup>.

Ciascun campione è composto da una miscela equivolume di 3-4 prelievi effettuati su punti individuati mediante mappatura della superficie in rettangoli (sub-aree) di 50-60 m<sup>2</sup>.

I risultati ottenuti sono riportati nelle tabella 5.51.

LE PROVE SPERIMENTALI

Tabella 5.51: Campagna di misure presso l'impianto di compostaggio in provincia di Milano

Campione	Punto di emissione	Data	Ora	T <sub>aria</sub> °C	Um.* %	T <sub>biof.*</sub> °C	V. esp.* m/s	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
R1 uscita modulo Est	Biofiltro R Ricezione e preselezione	23/06/00	11.10	25,1	94,3	24,2	0,6	85
R2 uscita modulo Ovest			11.20	25,3	96,6	23,3	0,5	98
IBR ingresso biofiltro			11.00	27,8	81,5			7.772
Efficienza media								
C1 uscita modulo Est	biofiltro C compostaggio accelerato	23/06/00	11.40	30,2	99,9	30,8	0,4	190
C2 uscita modulo Ovest			11.50	30,7	99,9	29,5	0,4	174
IBC ingresso biofiltro			11.30	25,1	99,9			19.027
Efficienza media								
Ma1 uscita modulo Sud	biofiltro Ma maturazione	23/06/00	12.10	27,1	85,2	24,8	0,5	196
Ma2 uscita modulo Nord			12.20	24,7	96,7	28,0	1,0	190
IBMa ingresso biofiltro			12.00	30,6	67,2			4.896
Efficienza media								
Mb1 uscita modulo Sud	biofiltro Mb maturazione	23/06/00	12.40	25,4	97,3	27,4	0,9	190
Mb2 uscita modulo Nord			12.50	25,3	99,1	23,8	0,4	196
IBMb ingresso biofiltro			12.30	29,1	79,9			5.823
Efficienza media								
R1 uscita modulo Est	Biofiltro R Ricezione e preselezione	3/4/01	10.10	17,3	99,9	16,3	0,4	113
R2 uscita modulo Ovest			10.20	16,8	99,9	17,6	0,4	160
IBR ingresso biofiltro			10.00	19,3	99,9			2.594
Efficienza media								
C1 uscita modulo Est	biofiltro C compostaggio accelerato	3/4/01	10.40	22,0	99,9	25,9	0,4	180
C2 uscita modulo Ovest			10.50	20,8	99,9	27,0	0,3	174
IBC ingresso biofiltro			10.30	21,9	99,9			28.509
Efficienza media								
Ma1 uscita modulo Sud	biofiltro Ma maturazione	3/4/01	11.10	20,4	99,9	19,9	0,4	165
Ma2 uscita modulo Nord			11.20	19,8	99,9	20,4	0,4	155
IBMa ingresso biofiltro			11.00	16,8	99,9			15.545
Efficienza media								
Mb1 uscita modulo Sud	biofiltro Mb maturazione	3/4/01	11.40	18,0	99,9	18,8	0,3	165
Mb2 uscita modulo Nord			11.50	19,6	99,9	20,1	0,5	147
IBMb ingresso biofiltro			11.30	17,7	99,9			12.338
Efficienza media								
R1 uscita modulo Est	Biofiltro R Ricezione e preselezione	1/10/01	15.10	23,0	99,9	22,0	0,3	190
R2 uscita modulo Ovest			15.20	22,5	99,9	22,2	0,3	196
IBR ingresso biofiltro			15.00	21,8	99,9			4.851
Efficienza media								
C1 uscita modulo Est	biofiltro C compostaggio accelerato	1/10/01	15.40	26,7	99,9	30,2	0,3	170
C2 uscita modulo Ovest			15.50	27,2	99,9	31,6	0,4	185
IBC ingresso biofiltro			15.30	28,9	99,9			20.749
Efficienza media								
Ma1 uscita modulo Sud	biofiltro Ma maturazione	1/10/01	16.10	23,2	99,9	21,2	0,2	185
Ma2 uscita modulo Nord			16.20	22,1	99,9	21,6	0,2	190
IBMa ingresso biofiltro			16.00	28,0	63,0			5.187
Efficienza media								
Mb1 uscita modulo Sud	biofiltro Mb maturazione	1/10/01	16.40	22,7	99,9	22,8	0,4	180
Mb2 uscita modulo Nord			16.50	22,1	99,9	22,4	0,3	165
IBMb ingresso biofiltro			16.30	24,9	99,9			3.175
Efficienza media								

\* I valori di temperatura ed umidità a valle del biofiltro come pure i valori di temperatura del biofiltro e quelli di espulsione dell'aria corrispondono alla media dei valori misurati nei singoli punti di prelievo.

Dai dati riportati in tabella si evidenzia che i valori in ingresso al biofiltro R variano da 2.594 a 7.772 O.U./m<sup>3</sup>, mentre quelli in uscita presentano una concentrazione di odore media compresa tra 91,5 e 193 O.U./m<sup>3</sup> mostrando così un'ottima efficienza media di abbattimento compresa tra il 94,74% e il 98,82%.

I valori in ingresso al biofiltro C sono compresi tra 19.027 e 28.509 O.U./m<sup>3</sup>, mentre l'efficienza media è risultata essere sempre maggiore del 99%.

Anche i prelievi effettuati sui biofiltri Ma e Mb, atti al trattamento dell'aria proveniente dalla zona di maturazione, hanno dato buoni risultati essendo i valori di efficienza medi compresi tra il 94% ed il 98%.

Inoltre si evidenzia che tutti i valori in uscita ai suddetti biofiltri sono risultati essere inferiori alle 200 O.U./m<sup>3</sup> valore limite imposto alle emissioni degli impianti di compostaggio dalla Regione Lombardia con delibera n. VI/44263 del 16 Luglio 1999.

#### *Impianto di depurazione in provincia di Brescia*

Nell'impianto di depurazione in Provincia di Brescia sono stati prelevati un totale di 18 campioni sulle vasche di trattamento delle acque, del fango biologico e su punti ritenuti critici per l'emissione di odori oltre che in alcuni punti perimetrali ed esterni dell'impianto.

L'obiettivo principale di quest'indagine olfattometrica è stato quello di determinare l'emissione odorigena complessiva dell'impianto di depurazione e l'influenza che questi può avere in termini di concentrazione di odore, sull'aria circostante lo stesso impianto.

In particolare sono stati prelevati:

- 1 campione nella zona di ingresso all'impianto, 1 campione nella zona adiacente, ove avviene il lavaggio delle autobotti, 2 campioni rispettivamente nelle vasche di trattamento chimico-fisico I stadio e II stadio, 1 campione nella vasca di sedimentazione secondaria, 1 campione nella vasca di denitrificazione, 1 campione nella vasca di ossidazione e 1 campione sul cumulo di fanghi in stoccaggio;
- 6 campioni sul perimetro dell'impianto;
- 4 campioni all'esterno dell'impianto (rispettivamente alla distanza in linea d'aria di 1.5 km, 3.2km, 2.2 km e 2 km dall'impianto).

Nella zona di arrivo del liquame, ove avviene il primo filtraggio delle acque in ingresso all'impianto e nella adiacente zona di lavaggio delle autobotti, non si è reso materialmente possibile il convogliamento dell'aria mediante cappa dinamica, causa l'ingombro della stessa e il minimo spazio a disposizione; il prelievo è stato effettuato ponendosi il più vicino possibile alla fonte emissiva e servendosi di semplice pompa a vuoto per il riempimento del sacchetto campionatore. I valori di concentrazione di odore trovati in questi casi non sono corrispondenti alla reale molestia della fonte campionata poiché in questi casi l'aria osmogena viene chiaramente diluita con quella ambiente.

Si è comunque ritenuto opportuno, effettuare tali campionamenti, del tutto indicativi, per avere idea del contributo odorigeno delle fonti analizzate tenendo in considerazione quanto detto precedentemente.

Per i punti perimetrali si è utilizzata una pompa che permettesse un campionamento puntuale, uguale a quella usata per l'emissione, grazie alla quale si è riempito il sacchetto campionatore in pochi secondi. Per i punti esterni si è invece ritenuto importante mediare una situazione odorigena locale nel tempo e si è utilizzata pompa aspirante portatile a portata costante, con flussimetro di controllo, che ha permesso il riempimento del sacchetto campionatore. La portata della pompa è stata fatta variare a seconda dei casi da 100 a 150 cc/min. Ciò ha consentito di ottenere un campionamento su un tempo intermedio di 55-80 minuti.

I risultati sono riportati in tabella 5.52 e 5.53.

I campioni misurati hanno permesso di individuare le zone e i dispositivi più problematici in termini di molestia olfattiva.

Il campione prelevato nella zona ove il refluo entra nell'impianto di depurazione e incontra il filtro rotativo, presenta una concentrazione di odore di 2.181 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1). È importante ricordare, come detto precedentemente che, non essendo possibile effettuare il prelievo del campione con un opportuno sistema di convogliamento, il campione prelevato risul-

Tabella 5.52: Campagna di misure del 15/03/01 presso l'impianto di depurazione di Brescia

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria* °C	Um.* %	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Arrivo liquame (filtro rotativo)	10.30 <sup>2</sup>			2.181
2	Lavaggio autobotti	10.35 <sup>2</sup>			3.364
3	Vasca di trattamento chimico-fisico I° stadio	10.40-11.12 <sup>1</sup>	22,0		10.079
4	Vasca di trattamento chimico-fisico II° stadio	11.15-11.47 <sup>1</sup>	24,1		20.749
5	Sedimentatore secondario	13.00-13.32 <sup>1</sup>	20,1		14.672
6	Denitrificatore	11.50-12.22 <sup>1</sup>	21,5		50.797
7	Ossidazione	12.25-12.57 <sup>1</sup>	22,4		42.715
8	Stoccaggio fanghi	13.35-14.07 <sup>1</sup>	17,9		2.748
9	Punto perimetrale (vicino stoccaggio fanghi)	15.15 <sup>2</sup>	21,5	44,3	261
10	Punto perimetrale (ingresso impianto)	15.20 <sup>2</sup>	21,8	40,6	277
11	Punto perimetrale (ex ingresso carraio)	15.40 <sup>2</sup>	20,5	45,9	523
12	Punto perimetrale (direzione nord)	15.25 <sup>2</sup>	20,1	45,8	155
13	Punto perimetrale (direzione sud-ovest)	15.30 <sup>2</sup>	20,4	45,1	339
14	Punto perimetrale (direzione sud-est)	15.35 <sup>2</sup>	18,8	51,1	113
15	Punto esterno	11.00-12.30 <sup>3</sup>			370
16	Punto esterno	11.00-12.30 <sup>3</sup>			240
17	Punto esterno	15.00-16.30 <sup>3</sup>			427
18	Punto esterno	15.00-16.30 <sup>3</sup>			233

Note:

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica.

<sup>2</sup> campionamento istantaneo effettuato con pompa a depressione.

<sup>3</sup> campionamento prolungato effettuato con pompa calibrata.

Tabella 5.53: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Brescia

Campione	Punto di Emissione	Q aria neutra m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso d'odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
3	Vasca di tratt. Chimico-fisico I° stadio	0,378	10.079	3.810	19.438
4	Vasca di tratt. Chimico-fisico II° stadio	0,378	20.749	7.843	40.016
5	Sedimentatore secondario	0,378	14.672	5.546	28.296
6	Denitrificatore	0,378	50.797	19.201	97.965
7	Ossidazione	0,378	42.715	16.146	82.379
8	Stoccaggio fanghi	0,378	2.748	1.038	5.300

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella ux chamber.

ta conseguentemente diluito dall'aria ambiente, dunque è ragionevole pensare che la concentrazione di odore sarebbe stata notevolmente superiore, se si fosse potuto predisporre un campionamento dinamico ponendo la cappa sulla superficie del refluo.

Il campione prelevato nella zona ove avviene il lavaggio delle autobotti, presenta una concentrazione di odore di 3.364 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2), probabilmente sottostimato.

Le vasche di trattamento del refluo presentano tutte concentrazioni di odore e flussi osmogeni molto elevati. Le concentrazioni d'odore dei campioni prelevati su tali vasche variano da 10.079 O.U./m<sup>3</sup> per la vasca di trattamento chimico fisico I° stadio (campione 3) a 50.797 O.U./m<sup>3</sup> per la vasca di denitrificazione (campione 6). La vasca di trattamento chimico fisico II° stadio (campione n. 4), di sedimentazione secondaria (campione 5) e di ossidazione (campione 7) presentano concentrazioni d'odore intermedie e rispettivamente di 20.749 O.U./m<sup>3</sup>, 14.672 O.U./m<sup>3</sup>, 42.715 O.U./m<sup>3</sup>, ma comunque dello stesso ordine di grandezza. Data l'estensione di ogni vasca analizzata sarebbe stato maggiormente significativo prelevare più campioni di aria osmogena per ciascuna di esse. Visto il numero piuttosto modesto di campionamenti a disposizione, per un impianto tanto vasto, non è stato possibile effettuare più di un campionamento a vasca. Non si può quindi escludere una leggera variazione della concentrazione di odore da un punto all'altro di una superficie odorante tanto estesa, ma tale variazione dovrebbe essere piuttosto ridotta essendo il liquame nella vasca in continua movimentazione e dunque piuttosto omogeneo.

Il campione prelevato nella zona ove vengono stoccati i fanghi presenta una concentrazione di odore di un ordine di grandezza inferiore, ma comunque nient'affatto trascurabile. Tale campione ha infatti una concentrazione di odore di 2.748 O.U./m<sup>3</sup>.

I campioni prelevati sul perimetro hanno concentrazioni di odore attorno alle 250 O.U./m<sup>3</sup>. Le differenze di concentrazione d'odore riscontrate nei campioni analizzati possono essere spiegate considerando che la direzione del vento, che spirava al momento del prelievo era ovest sud-ovest. Il prelievo eseguito sul punto in direzione nord (campione 11) presenta infatti 155 O.U./m<sup>3</sup>, quello eseguito sul punto in direzione sud est (campione 14) presenta 113 O.U./m<sup>3</sup>, mentre il campione prelevato sul punto in direzione sud ovest (campione 13) presenta 339 O.U./m<sup>3</sup>. I campioni prelevati sul perimetro vicino allo stoccaggio fanghi (campione 9) con 261 O.U./m<sup>3</sup> e all'ingresso dell'impianto (campione 10) con 277 O.U./m<sup>3</sup>, sono chiaramente influenzati più che dalla direzione del vento, e quindi dall'emissione complessiva dell'impianto, dalle vicine zone odorigene costituite rispettivamente dall'emissione del cumulo di fanghi e dall'ingresso dei mezzi.

Il campione prelevato accanto all'ex ingresso carraio presenta una concentrazione d'odore di 523 O.U./m<sup>3</sup> (campione 11). A tal proposito si precisa che al momento del prelievo era presente in zona un mezzo che scaricava refluo che ha sicuramente influenzato il prelievo di tale campione.

I punti prelevati esternamente all'impianto presentano una concentrazione di odore media di 320 O.U./m<sup>3</sup>. Le variazioni di concentrazione tra i campioni sono imputabili, oltre che alla direzione del vento, anche al punto in cui è stato eseguito il prelievo. Il campione prelevato nell'aria sovrastante il campo arato (campione 17) ha infatti una concentrazione di odore (427 O.U./m<sup>3</sup>) superiore rispetto agli altri prelevati su zone verdi con terreni non smossi.

#### *Impianto di depurazione in provincia di Bergamo*

La campagna di misure olfattometriche condotta nell'impianto di Bergamo è stata effettuata prelevando aria nelle diverse zone ritenute punti critici per l'emissione di odori e per tali motivi captate.

L'obiettivo principale di quest'indagine olfattometrica è stato quello di determinare l'emissione odorigena complessiva dell'impianto di depurazione e il carico di odore dei campioni prelevati a monte e a valle dei presidi ambientali al fine di quantificare i miglioramenti in termini di efficienza di abbattimento.

Sono stati effettuati complessivamente 17 campionamenti, alcuni prelevati nei condotti di aspirazione dell'aria e adduzione della stessa ai presidi ed altri sui corrispettivi flussi in uscita dagli abbattitori.

In particolare sono stati prelevati:

- 2 campioni sui fanghi stoccati provenienti dalla filtro pressa, i campioni sono stati prelevati sui due cumuli di fanghi provenienti dal trattamento biologico (campione 1) e dal trattamento chimico fisico (campione 2);
- 1 campione nella zona di lavaggio delle autobotti (campione 3), l'aria di tale zona non viene captata da sistemi di abbattimento odore, anche se, per migliorare la qualità dell'aria vengono utilizzati prodotti nebulizzati deodorizzanti;



- 3 campioni sulle vasche di ricezione del refluo di carico dei serbatoi del chimico fisico, di sollevamento all'accumulo che va al biologico, di rilancio all'ispessitore (campioni 4, 5, 6); tali vasche sono mantenute sotto tettoia e in aspirazione, ma il locale non è in depressione;
- 1 campione nella vasca di sedimentazione finale (campione 9), 2 campioni nei condotti di espulsione dell'aria aspirata dal locale del trattamento chimico-fisico (campioni 13 e 14); 1 campione nella vasca di denitrificazione (campione 15), 1 campione nella vasca del trattamento biologico (campione 16), 1 campione da una delle fessurazioni presenti tra il bordo della vasca di accumulo e il telo mobile che la ricopre (campione 17);
- 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla zona ove sono poste le vasche di ricezione del refluo (campione 7) e 1 campione nel condotto in uscita dal primo filtro a carboni attivi trattante l'aria proveniente dalla suddetta zona (campione 8);
- 1 campione nel condotto di adduzione proveniente dalla zona ove sono posti i serbatoi del chimico fisico (campione 10), tale condotto costituisce l'alimentazione al secondo filtro a carboni attivi e 1 campione nel condotto in uscita dal biofiltro (campione 11);
- 1 campione nel condotto di espulsione dello scrubber trattante le emissioni acide/basiche delle galvaniche (campione 12), per problemi logistici non essendo stato possibile prelevare l'aria in ingresso allo stesso scrubber, non sarà possibile stimare l'efficienza del presidio, ma sarà comunque possibile determinare il grado di molestia degli effluenti in uscita dallo stesso.

I risultati ottenuti sono riportati in dettaglio nelle tabelle 5.54 e 5.55.

Tabella 5.54: Campagna di misure del 18/7/01 presso l'impianto di depurazione di Bergamo

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria °C	Um. %	Q aria m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Stoccaggio fanghi da filtropressa (biologico)	10.15-10.47 <sup>1</sup>	23,2			604
2	Stoccaggio fanghi da filtropressa (chimico-fisico)	10.50-11.22 <sup>1</sup>	27,2			1.682
3	Lavaggio autobotti	11.30 <sup>2</sup>				2.594
4	Vasca di ricezione 1 (carico serbatoi chimico-fisico)	11.35 <sup>2</sup>				4.000
5	Vasca di ricezione 2 (sollevamento all'accumulo che va al biologico)	11.40 <sup>2</sup>				15.102
6	Vasca di ricezione 3 (rilancio fanghi all'ispessitore)	11.45 <sup>2</sup>				2.594
7	Ingresso filtro a carboni attivi (miscela campioni 4, 5, 6)	11.50 <sup>2</sup>	25,5	63,5	8000	5.496
8	Uscita filtro a carboni attivi (miscela campioni 4, 5, 6)	11.55 <sup>2</sup>	24,5	61,2	8000	3.268
9	Vasca di sedimentazione finale	12.20-12.52 <sup>1</sup>	32,2			41.499
10	Ingresso filtro a carboni attivi (sfiati dei serbatoi del chimico-fisico)	12.30 <sup>2</sup>	24,6	67,1		3.668
11	Uscita filtro a carboni attivi (sfiati dei serbatoi del chimico-fisico)	12.40 <sup>2</sup>	26,1	64,2		3.268
12	Uscita scrubber (vapori acidi-basici delle galvaniche)	12.50 <sup>2</sup>				698

segue

segue

Tabella 5.54: Campagna di misure del 18/7/01 presso l'impianto di depurazione di Bergamo

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria °C	Um. %	Q aria m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
13	Condotto di espulsione 1 (aria aspirata dal locale chimico-fisico)	12.55 <sup>2</sup>	26,2	60,7	8000	4.000
14	Condotto di espulsione 2 (aria aspirata dal locale chimico-fisico)	13.00 <sup>2</sup>	27,1	58,0	5000	4.896
15	Vasca di denitrificazione (vicino vasca di accumulo)	11.00-11.32 <sup>1</sup>	36,1			64.000
16	Vasca del biologico	10.15-10.47 <sup>1</sup>	37,4			14.962
17	Vasca di accumulo con telo mobile (fessurazioni)	13.05 <sup>2</sup>				3.668

Note:

<sup>1</sup> campionamento effettuato con cappa dinamica

<sup>2</sup> campionamento effettuato con cappa statica

Tabella 5.55: Campioni prelevati con cappa dinamica nell'impianto di Bergamo

Campione	Punto di emissione	Q aria m <sup>3</sup> /h	T aria °C	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./h	Flusso d'odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>2</sup> h
1	Stoccaggio fanghi da filtropressa (biologico)	0,378	23,2	604	228	1.165
2	Stoccaggio fanghi da filtropressa (chimico-fisico)	0,378	27,2	1.682	636	3.244
9	Vasca di sedimentazione finale	0,378	32,2	41.499	15.687	80.034
15	Vasca di denitrificazione	0,378	36,1	64.000	24.192	123.429
16	Vasca del biologico	0,378	37,4	14.962	5.656	28.855

Note:

<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q di aria neutra indotta nella cappa dinamica.

<sup>2</sup> calcolate riferendo lo O.U./h alla superficie ricoperta dalla cappa (avente raggio 0,25 metri).

Dai risultati ottenuti si evidenzia che i campioni prelevati sui cumuli dei fanghi in stoccaggio hanno concentrazioni di odore pari rispettivamente a 604 O.U./m<sup>3</sup> (campione 1) per il cumulo dei fanghi provenienti dal biologico e di 1.682 O.U./m<sup>3</sup> (campione 2) per il cumulo dei fanghi provenienti dal chimico fisico con flussi di odore nel tempo pari a 1.165 O.U./m<sup>2</sup>h e 3.244 O.U./m<sup>2</sup>h. Bisogna tener presente che la zona ove vengono stoccati i fanghi non è aspirata e convogliata a sistemi di abbattimento odori e che tali cumuli hanno una superficie di estensione piuttosto elevata. A seguito dei valori riscontrati durante la campagna si consiglia una maggiore chiusura dell'area di stoccaggio e un convogliamento e captazione dell'aria a presidi ambientali.

I campioni prelevati nella zona di lavaggio autobotti e di ricezione del refluo hanno mostrato concentrazioni di odore varianti da 2.594 O.U./m<sup>3</sup> (campione 3) a 15.102 O.U./m<sup>3</sup> (campione 5), dato l'elevato valore delle concentrazioni rilevate, il locale di ricezione e lavaggio autobotti dovrebbe essere mantenuto in depressione per evitare la fuoriuscita delle molestie dalla zona.

Le emissioni della zona al punto sopra riportato vengono attualmente convogliate mediante cappa di aspirazione ad un filtro a carboni attivi. L'analisi dei campioni di aria prelevate in ingresso e uscita da tale presidio hanno rilevato le seguenti concentrazioni d'odore: 5.496 O.U./m<sup>3</sup> (campione 7) in ingresso e 3.268 O.U./m<sup>3</sup> in uscita (campione 8) evidenziando

un'efficienza di abbattimento dell'odore del 40%. Per la tipologia di presidio, tale efficienza è da considerarsi discreta anche se si ritiene che con un opportuno sistema di abbattimento l'efficienza potrebbe migliorare.

L'analisi dei campioni di aria prelevate in ingresso e in uscita dal secondo filtro a carboni attivi, nel quale vengono convogliati gli sfiati dei serbatoi del trattamento chimico fisico, hanno evidenziato un'efficienza di abbattimento dell'odore dell'11%. Tale efficienza è da considerarsi decisamente mediocre; sarebbe dunque opportuna la sostituzione del filtro che potrebbe essere ormai impaccato e quindi inefficiente.

I campioni prelevati dai camini di espulsione dell'aria aspirata dal locale del chimico-fisico hanno una concentrazione d'odore rispettivamente di 4.000 e 4.896 O.U./m<sup>3</sup>. Tali valori sono da ritenersi piuttosto alti anche in considerazione della portata espulsa globale di 9.000 m<sup>3</sup>/h.

I campioni prelevati sulle vasche di trattamento del refluo hanno evidenziato le concentrazioni di odore più alte della campagna olfattometrica, la vasca di denitrificazione ha fatto rilevare una concentrazione in termini di molestia olfattiva pari a 64.000 O.U./m<sup>3</sup> corrispondente ad un flusso d'odore di 123.429 O.U./m<sup>2</sup>h, la vasca del trattamento biologico una concentrazione pari a 14.962 O.U./m<sup>3</sup> corrispondente ad un flusso d'odore di 28.855 O.U./m<sup>2</sup>h, la vasca di sedimentazione finale di 41.499 O.U./m<sup>3</sup> corrispondente ad un flusso d'odore di 80.034 O.U./m<sup>2</sup>h. Tali valori, espressi come flussi d'odore nel tempo, sono riferiti alla superficie di base della flux chamber di 0,196 m<sup>2</sup>. Per ottenere un dato che stimi la reale molestia delle vasche occorre riportare il valore trovato per la superficie di base della cappa dinamica con la superficie estesa delle vasche di trattamento del refluo. Le emissioni delle vasche appaiono dunque essere troppo elevate per essere emesse in atmosfera liberamente senza attraversare alcun presidio.

Infine il campione prelevato dalla fessurazione della vasca d'accumulo con la sola pompa a vuoto senza l'ausilio della cappa dinamica di convogliamento ha mostrato una concentrazione d'odore di 3.668 O.U./m<sup>3</sup>. È da sottolineare il fatto che tutti i campioni prelevati, per problemi logistici, con la sola pompa a depressione, possono sicuramente aver subito una diluizione con aria ambiente e presentare dunque valori, in termini di concentrazione d'odore, sottostimati. Infine il valore in uscita allo scrubber trattante i vapori acidi e basici delle galvaniche ha fatto rilevare una concentrazione di odore pari a 698 O.U./m<sup>3</sup>.

#### *Impianto di lavorazione dei sottoprodotti della macellazione di Lodi*

L'impianto in provincia di Lodi è un impianto di rendering dove il materiale in arrivo (costituito da resti di animali, ossa, piume) viene lavorato per ottenere grassi e farine animali. Tutte le fasi di lavorazione avvengono all'interno di capannoni chiusi più o meno ermeticamente e l'aria proveniente dalle diverse zone di lavorazione viene captata e convogliata alla linea di trattamento aria, composta da una torre di lavaggio acido (acido fosforico) per l'abbattimento dei composti ammoniacali, da un pre-umidificatore e da un biofiltro chiuso prima dell'emissione in atmosfera.

L'aria aspirata dalle diverse zone di lavorazione subisce diversi trattamenti: in particolare, allo scrubber arriva l'aria proveniente dall'interno degli essiccatori (ove il materiale più grossolano viene essiccato a 130-140°C per circa 4 ore) e subisce un doppio stadio di lavaggio. L'aria proveniente dalla zona presse, dalla zona centrifughe e dai preriscaldatori subisce un solo stadio di lavaggio in torre.

L'aria in uscita dallo scrubber viene miscelata con l'aria proveniente dalla zona di ricezione e dalla zona sopra gli essiccatori, dopodiché passa attraverso un pre-umidificatore (non ispezionabile) prima di raggiungere il biofiltro (chiuso e in depressione), dotato di un camino di emissione.

Il biofiltro, secondo quanto riportato dai tecnici (non ispezionabile) dovrebbe presentare le seguenti caratteristiche:

- dimensioni: 5,5m x 18m;
- altezza del plenum: 0,8 m;
- altezza del materiale filtrante (assimilabile a compost): 0,8 m.

L'obiettivo principale di quest'indagine olfattometrica è stato quello di determinare la concentrazione di odore dei campioni prelevati a monte e a valle dei sistemi di abbattimento.

Al fine di una maggior significatività dei risultati, le misure sono state effettuate nelle seguenti condizioni:

- lavorazione del materiale in giacenza dal giorno precedente;
- lavorazione delle piume.

Tali condizioni sono ritenute, dai tecnici dell'impianto, quelle più gravose dal punto di vista della molestia olfattiva.

Nella campagna di prove sono stati effettuati complessivamente 10 prelievi a valle e a monte dei dispositivi di abbattimento odori (torre di lavaggio e biofiltro); tali prelievi sono stati effettuati in due diversi momenti della giornata (ore 11.00-12.30, 15.30-17.00) per valutare la concentrazione delle emissioni osmogene durante le condizioni più critiche di lavorazione (materiale in giacenza dalle ore 18.00 del giorno precedente, lavorazione piume).

Durante ciascun ciclo sono stati prelevati 5 campioni in corrispondenza di: ingresso scrubber basso (aria aspirata dall'interno degli essiccatoi), ingresso scrubber alto (aria aspirata dalla zona presse, centrifughe, preriscaldatori), uscita scrubber, ingresso plenum biofiltro (miscelazione dell'aria in uscita dallo scrubber con l'aria prelevata dalla zona di ricezione e dalla zona sovrastante gli essiccatoi), uscita biofiltro.

Durante questi prelievi sono stati registrati i valori di temperatura, umidità e velocità del flusso trattato ed è stata calcolata la portata in ingresso allo scrubber, che si è discostata in modo sostanziale dal valore della portata di progetto comunicataci dai tecnici dell'impianto (16.286+2.948 m<sup>3</sup>/h effettivi, a fronte di 23.000+7.000 m<sup>3</sup>/h di progetto).

I risultati ottenuti sono riportati in tabella 5.56

Tabella 5.56: Campagna di misure del 18/5/99 nell'impianto di lavorazione dei sottoprodotti della macellazione di Lodi

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria °C	Um %	Q aria m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	ingresso scrubber basso	11.00	38,7	99,9	2.948	> 512.000
2	ingresso scrubber alto	11.20	36,5	99,9	16.286	> 512.000
3	I ciclo uscita scrubber	11.40	35,1	99,9	18.372	> 512.000
4	ingresso biofiltro	12.10	36,7	99,9		> 512.000
5	uscita biofiltro	12.30	35,6	99,9		> 512.000
6	ingresso scrubber basso	15.30	38,4	99,9	3.248	> 512.000
7	ingresso scrubber alto	15.50	37,2	99,9		> 512.000
8	II ciclo uscita scrubber	16.10	38,0	99,9	23.476	> 512.000
9	ingresso biofiltro	16.30	37,4	99,9		> 512.000
10	uscita biofiltro	16.50	38,8	99,9		> 512.000

Poiché l'olfattometro utilizzato è predisposto per misurare concentrazioni di odore fino a 64.000 O.U./m<sup>3</sup> sul campione tal quale, e dal momento che tutti i panelist hanno riconosciuto l'odore in corrispondenza di tale valore, si è reso necessario effettuare una prima prediluizione del campione, per raggiungere così un valore di 128.000 O.U./m<sup>3</sup>. Anche in questo caso l'odore è stato immediatamente percepito e siamo nuovamente ricorsi a ulteriori prediluizioni, fino a giungere a valori di 512.000 O.U./m<sup>3</sup>. Poiché anche in corrispondenza di tale valore l'odore è stato percepito da tutti i componenti del panel, abbiamo ritenuto sensato non effettuare ulteriori prediluizioni, pur tenendo conto del fatto che la concentrazione di odore potrebbe essere superiore ai valori riportati.

I dati ottenuti evidenziano come tutti i campioni hanno fatto riscontrare una concentrazione di odore maggiore di 512.000 O.U./m<sup>3</sup>, confrontando tali valori con le esperienze precedentemente effettuate, si può affermare che tali valori siano indice di elevata molestia olfattiva.

Poiché all'interno del perimetro dell'impianto è stata percepita una notevole molestia olfattiva, e considerando che la linea di trattamento delle arie esauste è stata progettata per avere

un unico punto di emissione (camino in uscita dal biofiltro), si può ipotizzare la presenza di eventuali vie di fuga nei capannoni di lavorazione.

*Impianto di lavorazione dei sottoprodotti della macellazione di Bergamo*

La campagna di misure effettuata nell'impianto di rendering di Bergamo ha avuto lo scopo di determinare l'emissione odorigena complessiva dell'impianto di rendering e il carico di odore dei campioni prelevati a monte e a valle dei presidi ambientali al fine di quantificarne l'efficienza di abbattimento.

In totale sono stati prelevati 12 campioni in particolare:

- 1 campione nell'apposito foro per il prelievo posto nel condotto di adduzione delle arie di processo in ingresso al primo scrubber ad acido solforico ed 1 campione nel condotto di adduzione delle arie di processo in uscita al primo scrubber e in ingresso al secondo a ipoclorito di sodio;
- 1 campione nell'apposito foro per il prelievo posto nel condotto di adduzione delle arie di processo in uscita al secondo scrubber e in ingresso al terzo a ipoclorito di sodio, e 1 campione nel condotto di adduzione delle arie di processo in uscita al terzo scrubber ;
- 1 campione nel condotto di adduzione delle arie aspirate dai capannoni del reparto "fresco" di lavorazione della carne (stoccaggio materia prima in ingresso e macinazione della stessa) e convogliate al primo dei due ingressi dello scrubber flottante a due stadi e 1 campione nel condotto di adduzione delle arie aspirate dai capannoni del reparto di lavorazione della carne (ove avviene la lessatura e l'essiccamento della stessa) miscelate con l'aria di processo trattata in uscita dal terzo scrubber; tali arie convogliate costituiscono la seconda entrata dello scrubber flottante a due stadi ovvero ad acido solforico e ipoclorito di sodio;
- 1 campione nell'apposito foro per il prelievo posto sul camino di espulsione in uscita dal letto flottante a due stadi ad acido solforico e ipoclorito di sodio;
- 4 campioni dell'aria ambiente presente nei 4 capannoni di lavorazione della materia prima e nello specifico: capannone di stoccaggio delle carcasse in ingresso all'impianto, capannone di macinazione della carne, capannone di lessatura della carne, capannone di essiccamento;
- 1 campione dell'aria ambiente presente all'esterno dei 4 capannoni sopra menzionati.

I risultati sono riportati nelle seguenti tabelle 5.57 e 5.58 e dove possibile è riportata l'efficienza dei presidi ambientali.

Tabella 5.57: Campagna di misure del 18/7/01 presso l'impianto di lavorazione dei sottoprodotti della macellazione di Bergamo

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria °C	Um. %	Portata m <sup>3</sup> /h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	aria di processo Ingresso scrubber 1	15.30	34,0	99,9	15.000	664.732
2	aria di processo Uscita scrubber 1 (Ingresso scrubber 2)	15.40	28,7	99,9	15.000	197.403
3	aria di processo Uscita scrubber 2 (Ingresso scrubber 3)	15.50	31,3	99,9	15.000	58.688
4	aria di processo Uscita scrubber 3	16.00	27,8	99,9	15.000	38.055
5	aria ambiente reparto fresco* Ingresso scrubber flottante A	16.10	23,8	87,2	60.000	12.699
6	miscela aria di processo e ambiente** Ingresso scrubber flottante B	16.20	22,9	99,9	60.000	8.980
7	Uscita scrubber flottante-camino di espuls.	16.30	19,9	99,9	120.000	11.986
8	Capannone arrivo carcasse	16.00-16.10 <sup>1</sup>				12.338
9	Capannone macinazione carne	16.10-16.20 <sup>1</sup>				3.462
10	Capannone lessatura carne	16.20-16.30 <sup>1</sup>				1.091
11	Capannone essiccamento	16.30-16.40 <sup>1</sup>				2.670
12	Aria ambiente fuori dai capannoni	16.50-17.00 <sup>1</sup>				866

Note:

<sup>1</sup> campionamento eseguito con cappa dinamica

\* reparti di stoccaggio ed essiccamento carni

\*\* aria di processo trattata uscente dal terzo scrubber e aria ambiente del reparto lessatura ed essiccamento

Tabella: 5.58: Campioni prelevati in ingresso ed in uscita degli scrubber

Campione	Punto di emissione	T aria* °C	Um.* %	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Ingresso scrubber 1	34,0	99,9	664.732
2	Uscita scrubber 1 (Ingresso scrubber 2)	28,7	99,9	197.403
Efficienza media				70,30
2	Ingresso scrubber 2	28,7	99,9	197.403
3	Uscita scrubber 2 (Ingresso scrubber 3)	31,3	99,9	58.688
Efficienza media				70,27
3	Ingresso scrubber 3	31,3	99,9	58.688
4	Uscita scrubber 3	27,8	99,9	38.055
Efficienza media				35,16

I risultati ottenuti relativamente ai campioni prelevati in ingresso e uscita dal primo scrubber trattante una portata di vapori incondensabili del processo di 15.000 m<sup>3</sup>/h hanno evidenziato concentrazioni di odore pari rispettivamente a 664.732 O.U./m<sup>3</sup> e a 197.403 O.U./m<sup>3</sup>, l'efficienza del presidio ambientale risulta quindi del 70%.

I campioni prelevati in ingresso e in uscita dal secondo scrubber, trattante anch'esso una portata di vapori incondensabili del processo di 15.000 m<sup>3</sup>/h hanno dato valori di concentrazioni di odore pari rispettivamente a 197.403 O.U./m<sup>3</sup> e a 58.688 O.U./m<sup>3</sup> anche in questo caso l'efficienza del presidio ambientale si attesta attorno al 70%.

Le concentrazioni di odore ottenute per i campioni prelevati in ingresso e in uscita dal terzo scrubber pari rispettivamente a 58.688 O.U./m<sup>3</sup> e a 38.055 O.U./m<sup>3</sup>, hanno evidenziato una ridotta efficienza del presidio ambientale che si attesta attorno al 35%.

Relativamente ai campioni prelevati in ingresso allo scrubber flottante la concentrazione di

odore delle arie provenienti dal capannone di lavorazione delle carni, denominato reparto fresco, che include lo stoccaggio e la lavorazione delle carni, è pari a 12.699 O.U./m<sup>3</sup>; la portata della sopraccitata aria in ingresso allo scrubber flottante è 60.000 m<sup>3</sup>/h e costituisce la metà del flusso d'aria complessivo trattato da quest'ultimo presidio. Lo stesso scrubber flottante ha poi un secondo ingresso da cui entra la miscela delle arie di processo provenienti dal terzo scrubber (con una portata di 15.000 m<sup>3</sup>/h) e dell'aria ambiente proveniente dai capannoni di lessatura ed essiccamento carni (con una portata di 45.000 m<sup>3</sup>/h). Il campione prelevato sul secondo ingresso del letto flottante ha una concentrazione d'odore di 8.980 O.U./m<sup>3</sup>, quello in uscita dallo stesso scrubber flottante ha una concentrazione di odore pari a 11.986 O.U./m<sup>3</sup>. Dai dati a disposizione non è possibile stimare con esattezza il carico globale in ingresso al presidio flottante, a causa degli effetti sinergici e di mascheramento delle diverse molecole odorigene. Comunque non sembra essere alta l'efficienza di abbattimento dello scrubber flottante. L'uscita al camino di tale presidio è scaricata infatti in atmosfera con un carico e una portata decisamente elevata (di 120.000 m<sup>3</sup>/h).

I campioni di aria ambiente prelevati nei capannoni di lavorazione della carne hanno le seguenti concentrazioni di odore: 12.338 O.U./m<sup>3</sup> nel capannone di arrivo delle carcasse, 3.462 O.U./m<sup>3</sup> nel capannone di macinazione, 1.091 O.U./m<sup>3</sup> nel capannone di lessatura e 2.670 O.U./m<sup>3</sup> nel capannone di essiccamento. Nell'ambiente esterno a tali capannoni è stata riscontrata invece una concentrazione di odore di 866 O.U./m<sup>3</sup>. Tale valore appare essere piuttosto confortante per quel che riguarda l'aspirazione interna dei capannoni anche se questo dato sembra indicare che va posta particolare attenzione nelle strategie e geometrie di ripresa dell'aria. Le 866 O.U./m<sup>3</sup> sono infatti imputabili non tanto a fuoriuscite odorigene di aria dai capannoni di lavorazione, ma piuttosto alla ricaduta al suolo degli odoranti provenienti dal camino di cui sopra.

#### *Impianto di trattamento grassi di Bologna*

Lo scopo della campagna di misure olfattometriche delle emissioni dall'impianto di trattamento grassi in provincia di Bologna è stato quello di determinare l'efficienza di abbattimento del biofiltro.

È stata determinata la concentrazione di odore in entrata ed in uscita del biofiltro, che opera la depurazione da inquinanti delle arie esauste forzatamente convogliate dagli attigui capannoni di lavorazione dell'impianto e a monte e a valle del lavatore, situato prima del biofiltro per poter verificare l'esistenza o meno di un effettivo abbattimento delle sostanze maleodoranti.

Sono stati prelevati un totale di 9 campioni a monte e a valle del lavatore e del biofiltro, i suddetti prelievi sono avvenuti durante le operazioni di carico del materiale fresco negli appositi serbatoi di stoccaggio.

I prelievi a monte del lavatore sono stati effettuati utilizzando gli appositi fori di campionamento presenti nei due condotti di adduzione: il condotto con diametro 700 mm aspira l'aria proveniente dai silos di stoccaggio, il condotto con diametro 500 mm aspira l'aria dalla zona del trattamento chimico-fisico delle acque e dalla zona "sciogli fusti" dei grassi. È stato inoltre prelevato un campione a valle del lavatore e quindi in ingresso al biofiltro e 5 campioni in uscita dello stesso biofiltro avente una superficie emittente di circa 480 m<sup>2</sup>.

Nella tabella 5.59 sono riportate le caratteristiche dei prelievi ed i risultati (i parametri dei campioni in ingresso e in uscita al lavatore non sono stati registrati in quanto questi punti si trovavano in condizioni di notevole depressione).

Dai dati riportati è stato constatato che il dispositivo di lavaggio ad acqua che tratta portate differenti di arie provenienti da due zone distinte, presenta concentrazioni di odore notevolmente diverse. In particolare l'aria proveniente dai silos di stoccaggio presenta una concentrazione di odore di 40.317 O.U./m<sup>3</sup>, decisamente superiore alla concentrazione di odore misurata per l'aria proveniente dal trattamento delle acque e dalla zona "sciogli fusti" (3.668 O.U./m<sup>3</sup>); si ritiene sensato affermare che sia il primo flusso a caratterizzare prevalentemente la concentrazione osmogena dell'aria convogliata alla torre di lavaggio, anche in considerazione del fatto che le concentrazioni osmogene non sono additive. Poiché all'uscita di tale dispositivo è stata misurata una concentrazione di odore di circa 24.675 O.U./m<sup>3</sup>, ne consegue che l'efficienza di abbattimento si assesti intorno al 40%.

Tabella 5.59: Campagna di misure del 24/6/99 presso l'impianto di trattamento grassi in provincia di Bologna

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria °C	Um. %	T biof °C	V. esp. m/s	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>	
Biofiltro	1	uscita biofiltro	12.40	30,6	76,0	26,7	0,6	2.828
	2	uscita biofiltro	12.50	36,0	60,6	25,2	1,0	3.668
	3	uscita biofiltro	13.00	33,4	66,5	24,8	0,5	2.748
	4	uscita biofiltro	13.10	29,3	70,3	26,1	0,5	1.498
	5	uscita biofiltro	13.20	31,3	66,4	25,2	0,6	1.224
	6	ingresso biofiltro	12.30					24.675
Efficienza media								90,30
Lavatore	7	ingresso silos	13.30					40.317
	8	ingresso tratt. fusti acque-sciogli	13.40					3.668
	9	uscita lavatore	12.30					24.675

Relativamente all'uniformità di funzionamento del biofiltro i valori di temperatura e di velocità di espulsione dell'aria emessa nei punti di campionamento non hanno evidenziato in maniera apprezzabile zone "morte" o viceversa zone di passaggio preferenziale dell'aria, ad eccezione del campione 2, ove sono state rilevate una velocità di espulsione dell'aria di 1 m/s e una concentrazione di odore di 3.668 O.U./m<sup>3</sup>, entrambe più elevate rispetto alle misure effettuate negli altri punti campionati.

Per quanto riguarda l'abbattimento dell'odore attraverso il letto filtrante, è stata calcolata un'efficienza media del 90.3% a conferma del buon funzionamento di tale dispositivo.

#### Zuccheri cio in provincia di Bologna

Il campionamento effettuato presso lo zuccherificio in provincia di Bologna ha avuto lo scopo di determinare l'emissione odorigena complessiva dell'impianto. I campioni sono stati prelevati nelle diverse zone ritenute punti critici per l'emissione di odori, ovvero sulle vasche di trattamento dell'acqua e fanghi di processo.

Complessivamente sono stati prelevati 12 campioni in particolare:

- 1 campione sulle vasche di raccolta delle melme di defecazione, 1 campione sulla vasca di ossidazione aerobica, 1 campione sulla vasca di ricezione dell'acqua di fognatura e lavaggio piazzali, 1 campione sulla vasca di denitrificazione 2a, 1 campione sulla vasca di lagunaggio 9 bis, posta alla fine del ciclo che ha inizio nella vasca 3 precedentemente analizzata, 1 campione sulla vasca 5 di ricezione di reflui e alcalino clorurati, 1 campione sulla vasca 6 di raccolta degli scarichi dei reflui all'esterno, 1 campione sulla vasca di stoccaggio dell'acqua pulita rappresentante le vasche 9a, 9b e 10a. Tutte le vasche non sono aerate;
- 4 campioni in quattro punti esterni al perimetro dello zuccherificio e prelevati in direzione assiale e normale rispetto alla direzione del vento utilizzando una pompa a vuoto.

I risultati sono riportati nelle tabelle 5.60.



Tabella 5.60: Campagna di misure del 29/8/01 effettuata presso lo zuccherificio in provincia di Bologna

Campione	Punto di emissione	Ora	T aria °C	V vento m/s	Odore nel tempo <sup>1</sup> O.U./m <sup>3</sup> h	Flusso di odore <sup>2</sup> O.U./m <sup>3</sup> h	Concentrazione di odore O.U./m <sup>3</sup>
1	Vasca 1 di raccolta melme di defecazione	11.30 11.52	49,7		14.254	5.388	27.490
2	Vasca 2 di ossidazione aerobica	12.00 12.22	44,9		269	102	519
3	Vasca 3 di ricezione dell'acqua di fognatura	12.30 12.52	44,6		11.645	4.402	22.458
4	Vasca 2a di denitrificazione	13.30 13.52	48,7		16.000	6.048	30.857
5	Vasca 9 bis ultima del ciclo di lagunaggio	14.00 14.22	43,5		3.175	1.200	6.123
6	Vasca 5 di ricezione reflui e alcalino clorurati	14.30 14.52	44,6		57.018	21.553	109.963
7	Vasca 6 di scarico reflui all'esterno	15.00 15.22	44,7		440	166	849
8	Vasca di stoccaggio acqua pulita (9b, 9a, 10a)	15.30 15.52	45,0		293	111	565
9	Punto esterno E9	16.00 16.22	33,0	2,3	196		
10	Punto esterno E10	16.30 16.52	32,3	2,0	170		
11	Punto esterno E11	17.00 17.22	32,0	2,0	190		
12	Punto esterno E12	17.30 17.52	33,0	2,8	190		

Note:  
<sup>1</sup> calcolate moltiplicando la concentrazione di odore per la portata Q (0,378 m<sup>3</sup>/h) di aria neutra indotta nella ux chamber.  
<sup>2</sup> calcolate riferendo le O.U./h alla super cie ricoperta dalla ux chamber (avente raggio pari a 0,25 metri).

## 5.2 Le misure mediante l'olfattometro elettronico

La fase sperimentale del progetto ha previsto, oltre alle campagne di misura olfattometriche, una serie di misure finalizzata a valutare la possibilità di usare il Naso Elettronico per il monitoraggio di molestie olfattive negli impianti di trattamento e smaltimento rifiuti.

La sperimentazione ha previsto:

- misura di miscele semplici di gas odorigeni;
- misura di campioni di aria maleodoranti prelevati in tre diverse scariche e in un impianto di depurazione acque reflue.

In totale sono stati effettuati 13 prelievi oltre alle prove preliminari. Alcune campagne di misura sono state effettuate parallelamente alle misure olfattometriche, permettendo, sia di confrontare ed integrare le diverse metodologie di campionamento del gas, sia di correlare le misure del naso elettronico con la concentrazione di odore determinata tramite le prove olfattometriche.

### 5.2.1 La caratterizzazione preliminare dei sensori

Ai fini della caratterizzazione dei sensori sono state effettuate una serie di misure su 10 sensori di cinque tipologie differenti, prodotti dal Laboratorio Sensori di Gas (GSL) dell'Università di Brescia e su 3 sensori commerciali.

Le analisi sono state effettuate su quattro diversi gas usualmente presenti in impianti di discarica e considerati responsabili dell'emissione odorosa: solfuro di carbonio, solfuro dimetile, xilene e tricloroetilene. Le misure sono state effettuate sia sui singoli gas a concentrazione diversa, sia su miscele binarie.

I quattro gas utilizzati provengono da bombole certificate (reperibili sul mercato) e la loro miscelazione è effettuata tramite controlli. Le concentrazioni utilizzate sono generalmente inferiori a quelle presenti in discarica ma, nel contempo, rientranti nell'intervallo della soglia olfattiva umana (o leggermente superiore). I valori delle concentrazioni scelti per le analisi di laboratorio sono stati ottenuti da uno studio di impatto ambientale precedentemente effettuato (1994).

### 5.2.1.1 Le misure con sensori prodotti dal laboratorio sensori di gas (GSL)

La prima serie di misure è stata effettuata su 4 sensori a base di SnO<sub>2</sub> e TiO<sub>2</sub>, con i singoli gas a concentrazione diversa, mentre la seconda serie di misure è stata effettuata su 5 tipi diversi di sensori comprendendo anche le misure effettuate sulle miscele binarie: xilene - solfuro di carbonio, solfuro dimetile - tricloroetilene, xilene - solfuro dimetile, solfuro dimetile - solfuro di carbonio (Tabella 5.61).

Tabella 5.61: Sensori a film sottile prodotti dal GSL utilizzati nei due cicli di misure

Sensori utilizzati nella prima serie di misure				Sensori utilizzati nella seconda serie di misure					
TiO <sub>2</sub> -Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SnO <sub>2</sub>	SnO <sub>2</sub> -Au	SnO <sub>2</sub> -Pt	TiO <sub>2</sub> -Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TiO <sub>2</sub> -Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SnO <sub>2</sub> -Ag	SnO <sub>2</sub> -Pt	SnO <sub>2</sub> -Au	SnO <sub>2</sub>

I sensori dello stesso tipo sono stati utilizzati a temperature differenti in modo da diversificare le risposte.

Il sensore TiO<sub>2</sub>-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> viene depositato per sputtering in atmosfera reattiva (contenente ossigeno) partendo da un target di titanio con inserti di ferro. Il film così depositato è composto da due ossidi, TiO<sub>2</sub> e Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.

La deposizione dei film sottili a base di stagno è stata eseguita per sputtering in presenza di Argon. Lo stagno (circa 300 nm) è stato depositato in corrente continua a 400 °C (temperatura maggiore del punto di fusione dello stagno), in seguito i campioni hanno subito un trattamento di ossidazione in flusso di aria umida (70 RH) per circa 30 ore a 600°C. L'ossigeno incorporato nel reticolo, durante questo trattamento di ossidazione, aumenta il volume delle sfere di stagno di circa il 30%, causando l'interconnessione degli agglomerati e creando cammini percolativi per il flusso della corrente. Dopo l'ossidazione termica, la superficie del film semiconduttore è formata da sfere porose adatte all'assorbimento del gas. Dopo il ciclo di ossidazione, è stato depositato sulla superficie del film un sottile strato (circa 4 nm) di Au (per sputtering DC), Pt o Ag (per sputtering a Radio Frequenza) come catalizzatore.

Per la prima serie di misure è stata utilizzata una matrice di sensori formata da tre sensori a base di SnO<sub>2</sub>, puro e variamente drogato, e tre a base di TiO<sub>2</sub> drogato con Fe. La qualità della risposta del sensore è stata valutata in base a differenti parametri: temperatura di lavoro del dispositivo, concentrazione, umidità relativa, temperatura della camera e portata totale. La figura 5.1 mostra la variazione dei valori del rapporto  $\Delta G/G_0$  ( $G$  è la conduttanza) in funzione della temperatura di lavoro del dispositivo e della concentrazione del gas. I differenti colori indicano i diversi tipi di sensori utilizzati. Le concentrazioni vengono invece distinte in base al tipo di linea impiegata: tratteggiata per concentrazioni di 0,25 ppm, continua per 0,5 ppm. Le prove sono state eseguite a 300 e a 400 °C, con concentrazioni di 0,25 ppm e 0,5 ppm. Si rileva che il sensore che ha permesso di ottenere il maggior valore della risposta  $\Delta G/G_0$  è quello di SnO<sub>2</sub> senza alcuna catalizzazione e che la temperatura di lavoro, che garantisce un segnale di risposta significativo, è 300 °C.

Nelle figure 5.2 e 5.3 sono riportati il valore della risposta della matrice di sensori al dime-til-solfuro (0.25 e 0.5ppm) ed allo xilene (0.25 e 0.5ppm) alle temperature operative di 300 e 400°C.

Si può osservare in figura 5.2 come la matrice di sensori a base di TiO<sub>2</sub> risulti più sensibile

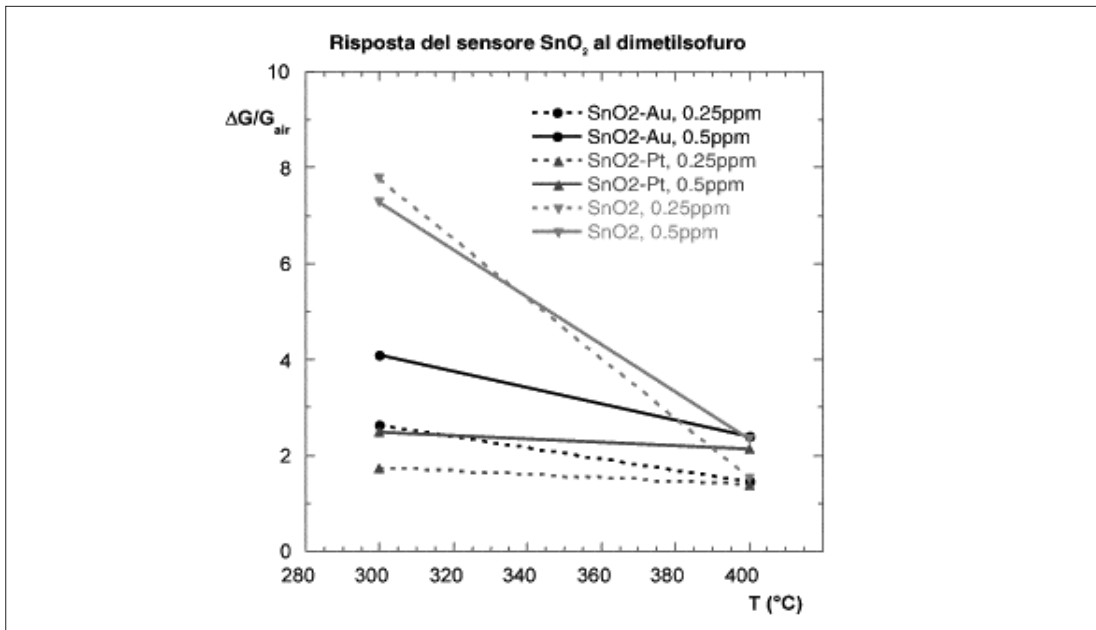


Figura 5.1: Risposta del sensore in funzione della temperatura di lavoro e della concentrazione in presenza di solfuro dimetile.

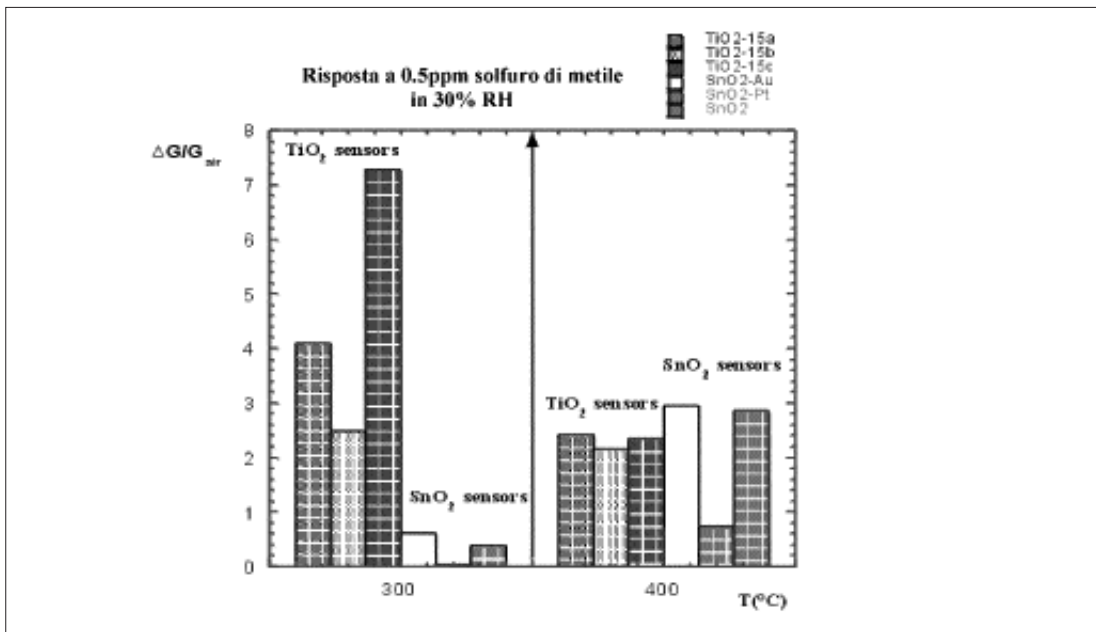


Figura 5.2: Risposta della matrice ( $\text{SnO}_2$  e  $\text{TiO}_2$ ) a 0.5ppm di dimetilsofuro a 300 e 400°C in 30% RH.

al dimetilsofuro alla temperatura di 300°C, mentre alla temperatura di 400°C le risposte delle due matrici sono paragonabili tra loro. Si è inoltre rilevato che ci sono apprezzabili differenze nella cinetica di risposta dei due tipi di sensori, mentre i tempi di risposta in presenza del gas e di ripristino della situazione iniziale in aria sono di pochi minuti (2-3 minuti) per entrambi i layer. Nella figura 5.3 si evidenzia come la risposta dei sensori di  $\text{TiO}_2$  sia maggiore alla temperatura di 300°C, mentre a 400°C un solo sensore di  $\text{SnO}_2$  ha una risposta maggiore di quello di  $\text{TiO}_2$ .

Nella seconda serie di misure è stato effettuato un ciclo di misure con i singoli gas per stabilire alcuni parametri critici come la temperatura di operazione dei sensori e i tempi di esposizione e recupero ottimali. I sensori e le temperature utilizzati sono riportate in tabella 5.62, mentre i tempi di esposizione e recupero sono di 15 minuti e un'ora rispettivamente.

Tabella: 5.62: Sensori utilizzati per la seconda serie di misure

Tipo sensore	Ti-Fe	Ti-Fe	SnO <sub>2</sub> +Ag	SnO <sub>2</sub> +Pt	SnO <sub>2</sub> +Au	SnO <sub>2</sub>
Temp. Sens. (K)	470	500	400	440	420	400

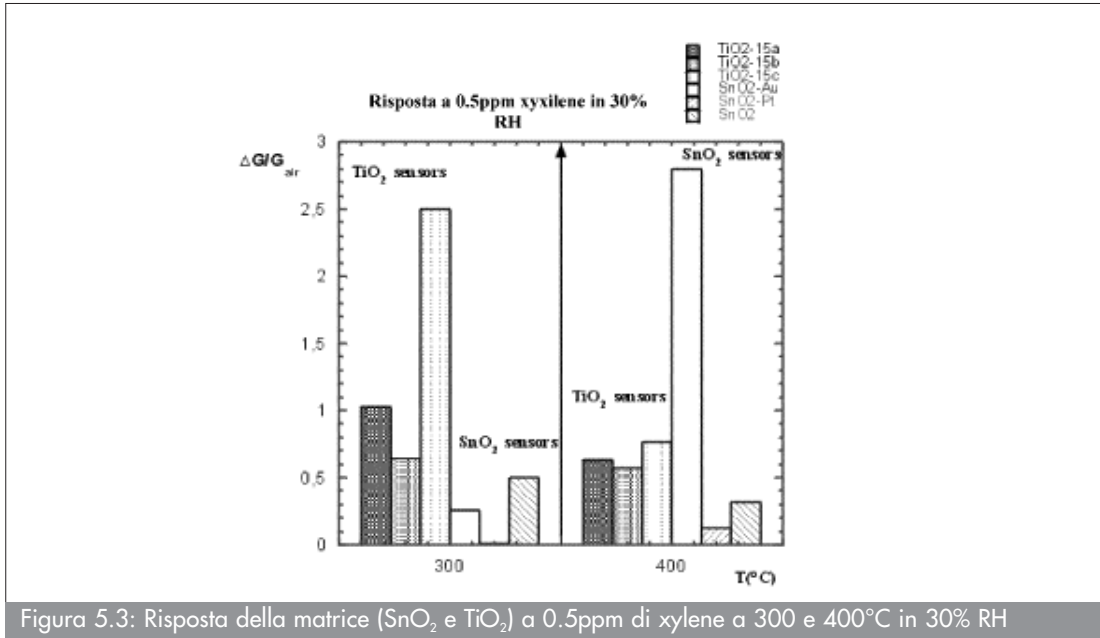


Figura 5.3: Risposta della matrice (SnO<sub>2</sub> e TiO<sub>2</sub>) a 0.5ppm di xylene a 300 e 400°C in 30% RH

Sono state effettuate poi le misure definitive con una serie di quattro diverse miscele binarie, ripetute due volte, a parte la miscela solfuro dimetile - solfuro di carbonio che è stata ripetuta tre volte, per un totale di 113 misure. Le concentrazioni usate per le misure della miscela solfuro di metile - tricloroetilene sono riportate come esempio in tabella 5.63.

Tabella: 5.63: Griglia delle concentrazioni utilizzate

solfuro di metile (ppm)	0.2	0.3	0.4	0.6	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.4	0	0	0	0
Tricloroetilene (ppm)	0	0	0	0	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4	0.2	0.3	0.4	0.6

In figura 5.4 si riporta la risposta del sensore SnO<sub>2</sub>+Pt alla miscela solfuro di metile- tricloroetilene utilizzando le concentrazioni riportate in tabella 5.63.

Si evidenzia che la risposta del sensore aumenta all'aumentare della concentrazione del gas singolo, sia per il solfuro di metile (prime quattro misure) che per il tricloroetilene (ultime quattro misure). Invece, quando i due gas sono miscelati, la risposta diminuisce all'aumentare della concentrazione di uno dei due (misure centrali in figura 5.4). I gas evidentemente reagiscono fra di loro e per la risposta del sensore non vale assolutamente la sovrapposizione degli effetti.

In figura 5.5 si riporta la risposta del sensore SnO<sub>2</sub>-Au a 1 ppm di xilene. La variazione della resistenza è del 17%. Il rumore è trascurabile, come per gli altri sensori a ossido di stagno, mentre i sensori titanio-ferro sono più rumorosi. In figura 5.6 è riportata la risposta a 0.2 ppm di tricloroetilene del sensore SnO<sub>2</sub>-Ag. In questo caso la diminuzione della resistenza è del 10%. Il fine del naso elettronico, per quanto riguarda l'analisi di miscele semplici, è quello di fornire il valore della concentrazione dei singoli gas in miscela. Si deve quindi ricavare la relazione fra le misure effettuate dal naso elettronico elettronico stesso e la concentrazione dei singoli gas in miscela (Gardner e Bartlett 1999). A questo fine si dividono i dati in due insiemi. Il primo insieme, chiamato di training o di calibrazione, serve per stabilire la relazione, il secondo, detto di test, per giudicare la bontà della relazione stessa.

La tecnica usata dal GSL per ricavare la relazione funzionale consiste di due passaggi prin-

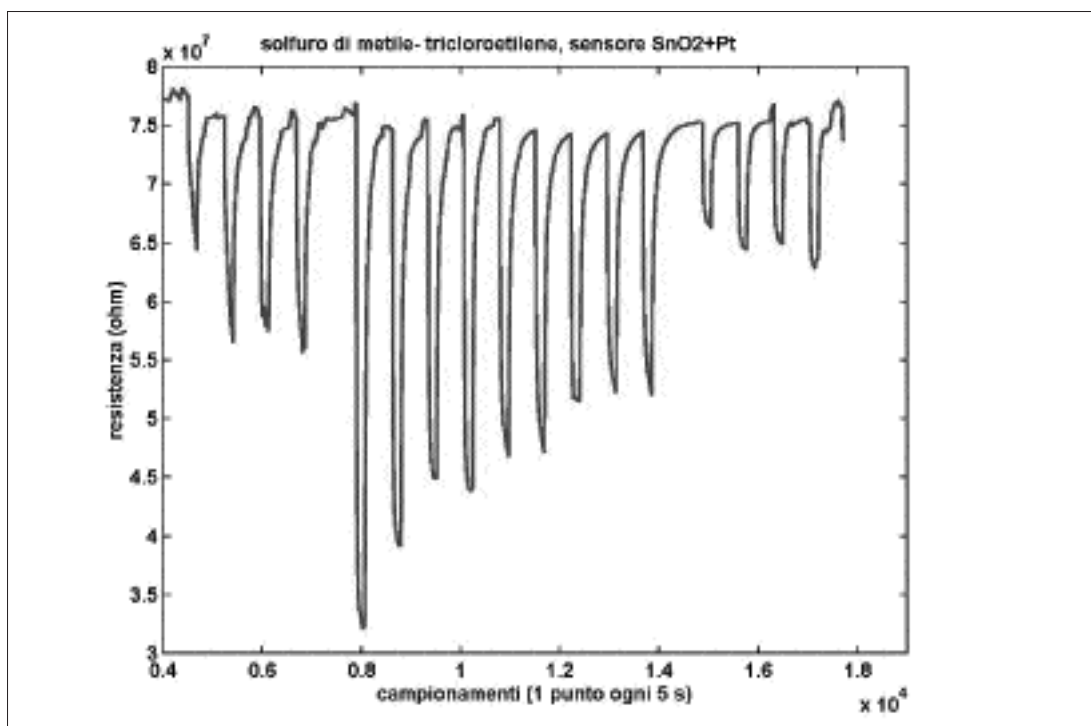


Figura 5.4: Risposta del sensore  $\text{SnO}_2+\text{Pt}$  alla miscela solfuro di metile- tricloroetilene con concentrazioni riportate in tabella 5.51.

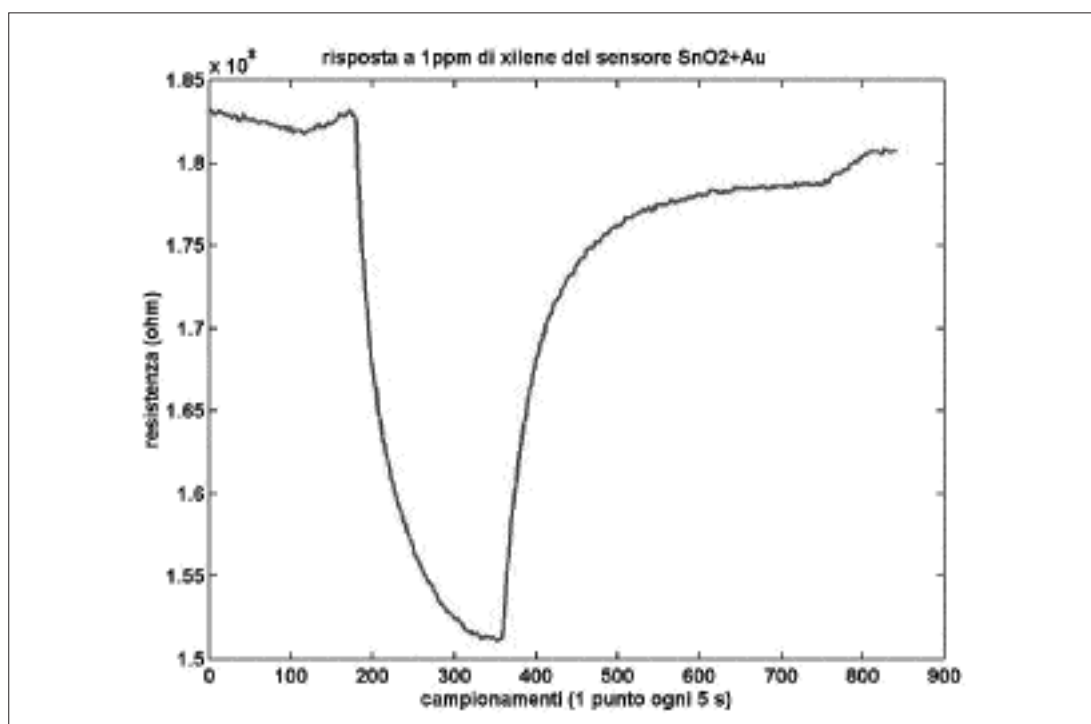


Figura 5.5: Risposta a 1 ppm di xilene del sensore  $\text{SnO}_2-\text{Au}$ .

cipali. Innanzitutto l'analisi esplorativa dei dati, effettuata con metodi grafici permette di farsi un'idea del dataset con grafici come in figura 5.4. Nella seconda fase si ricavano poi i parametri caratterizzanti le risposte dei sensori, formando così un pattern per ogni misura, si riduce la dimensionalità dei dati con l'analisi delle componenti principali (PCA) e infine si compie la regressione con reti neurali (perceptroni multistrato).

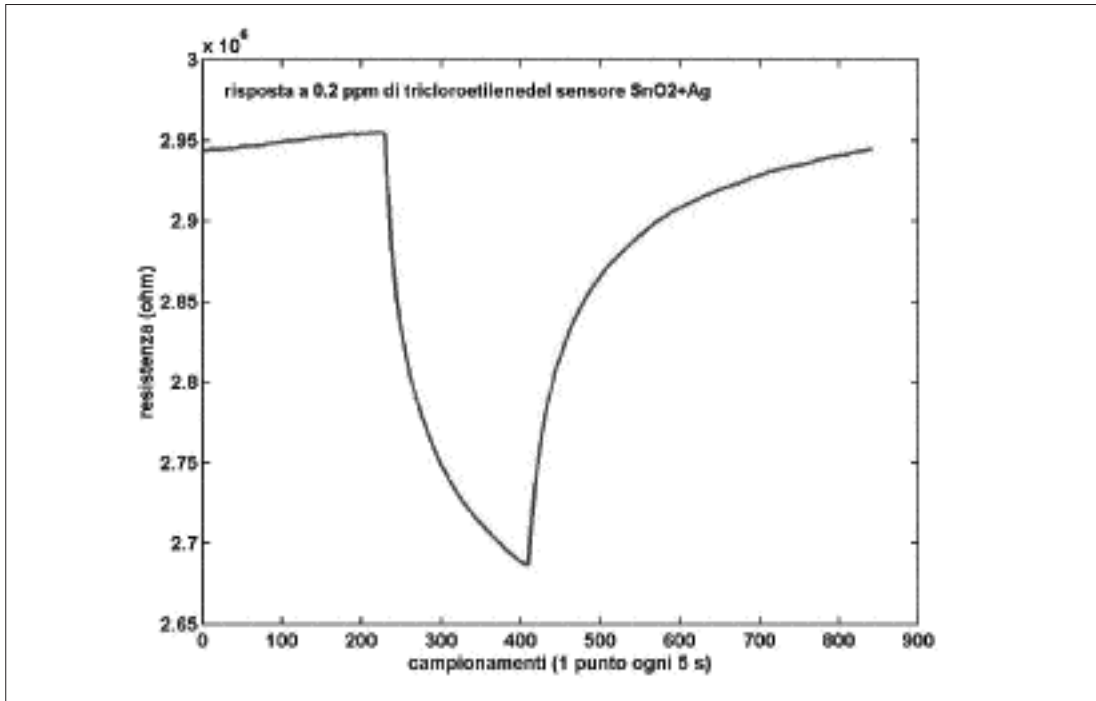


Figura 5.6: Risposta a 0.2 ppm di tricloretilene del sensore SnO<sub>2</sub>-Ag.

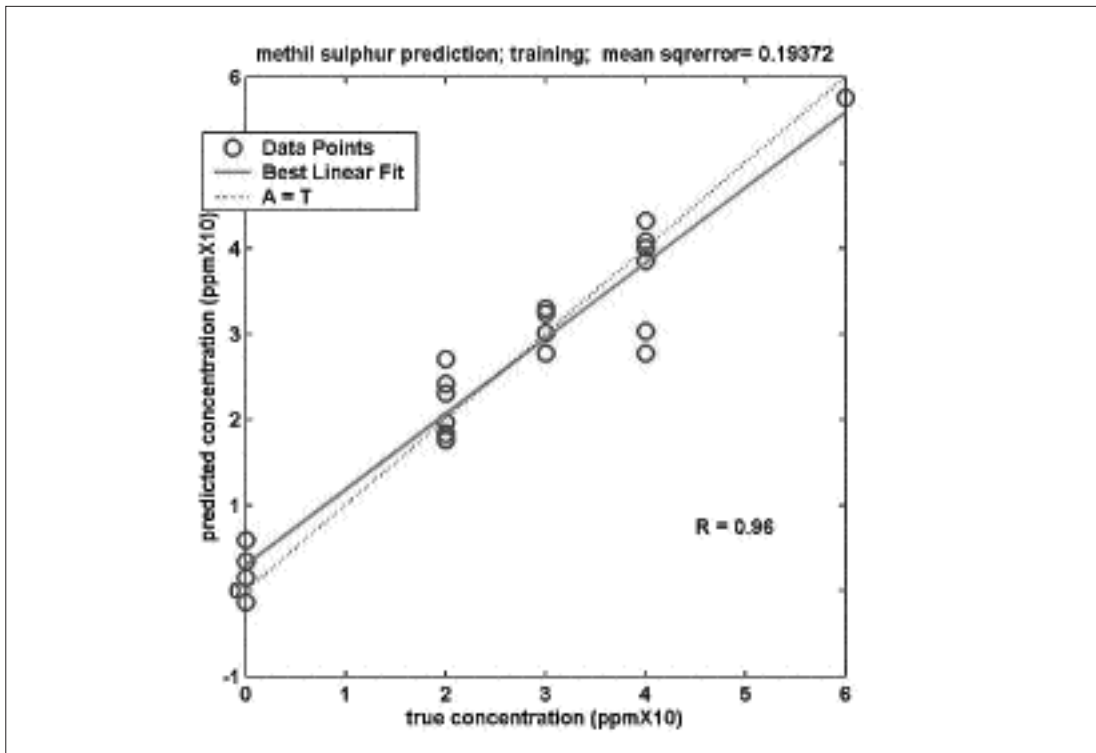


Figura 5.7: Risultati della fase di training (calibrazione) per la predizione di solfuro di metile nella miscela solfuro di metile- xilene. Le concentrazioni sono moltiplicate per 10.

In figura 5.7 si riportano i risultati delle prove di calibrazione (training) della rete neurale per la predizione del solfuro di metile nella miscela solfuro di metile – xilene (le concentrazioni vere sono state moltiplicate per 10, la concentrazione massima è cioè 0.6 ppm di solfuro di metile). Confrontando la figura 5.7 con la figura 5.8, dove sono mostrati i risultati sul test, si vede che durante la calibrazione si è incorsi nell’overfitting dei dati. Infatti la predizione del-

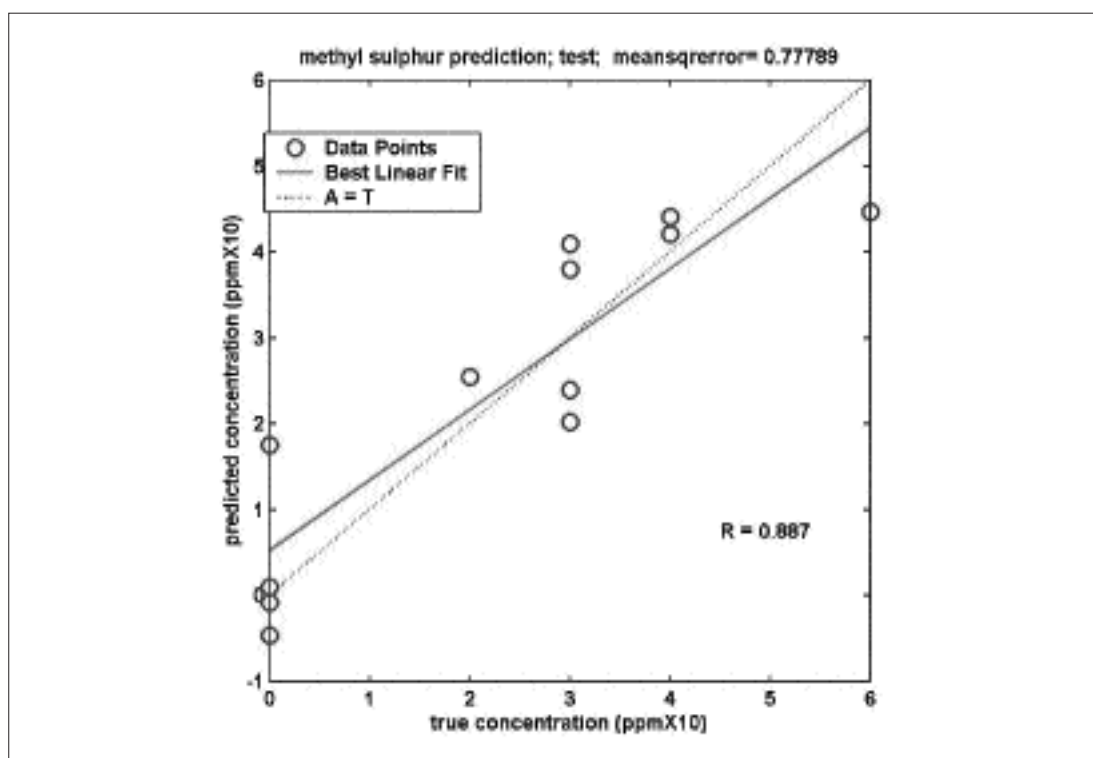


Figura 5.8: Risultati della fase di test per la predizione di solfuro di metile nella miscela solfuro di metile- xilene. Le concentrazioni sono moltiplicate per 10.

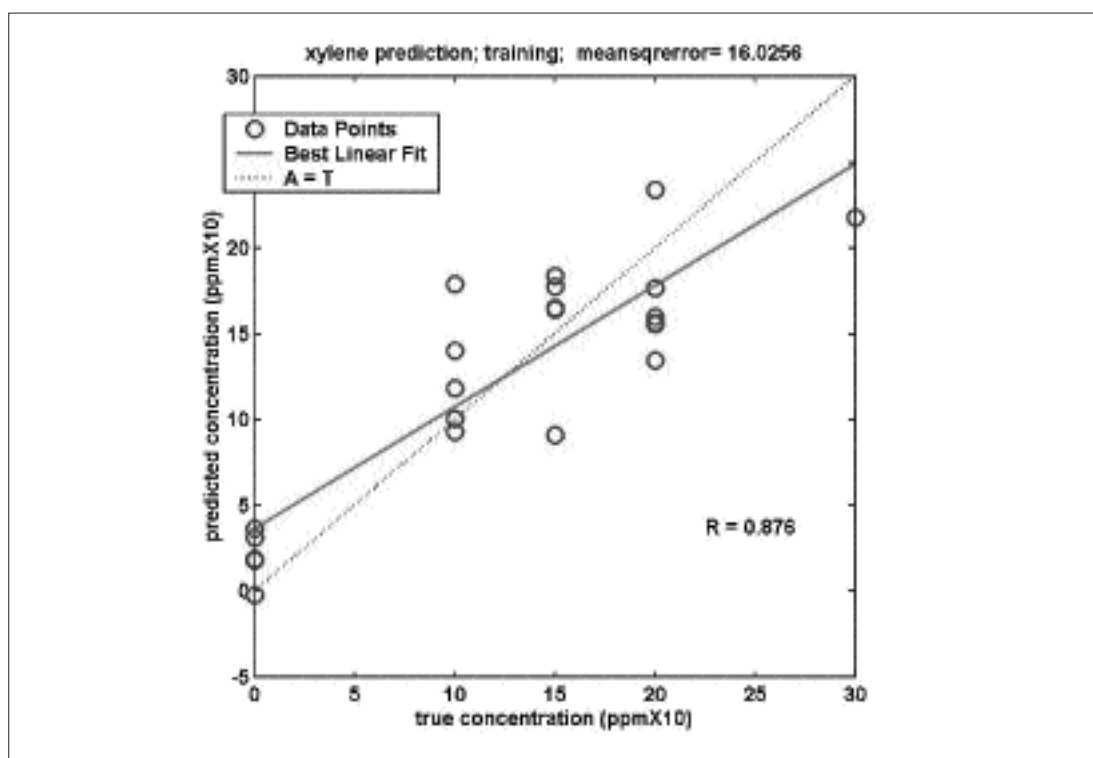


Figura 5.9: Risultati della fase di calibrazione (training) per la predizione di xilene nella miscela solfuro di metile- xilene. Le concentrazioni sono moltiplicate per 10.

la concentrazione è decisamente migliore per i dati di training che per quelli di testing. L'errore può essere caratterizzato sia dal coefficiente di correlazione della miglior retta di fit dei

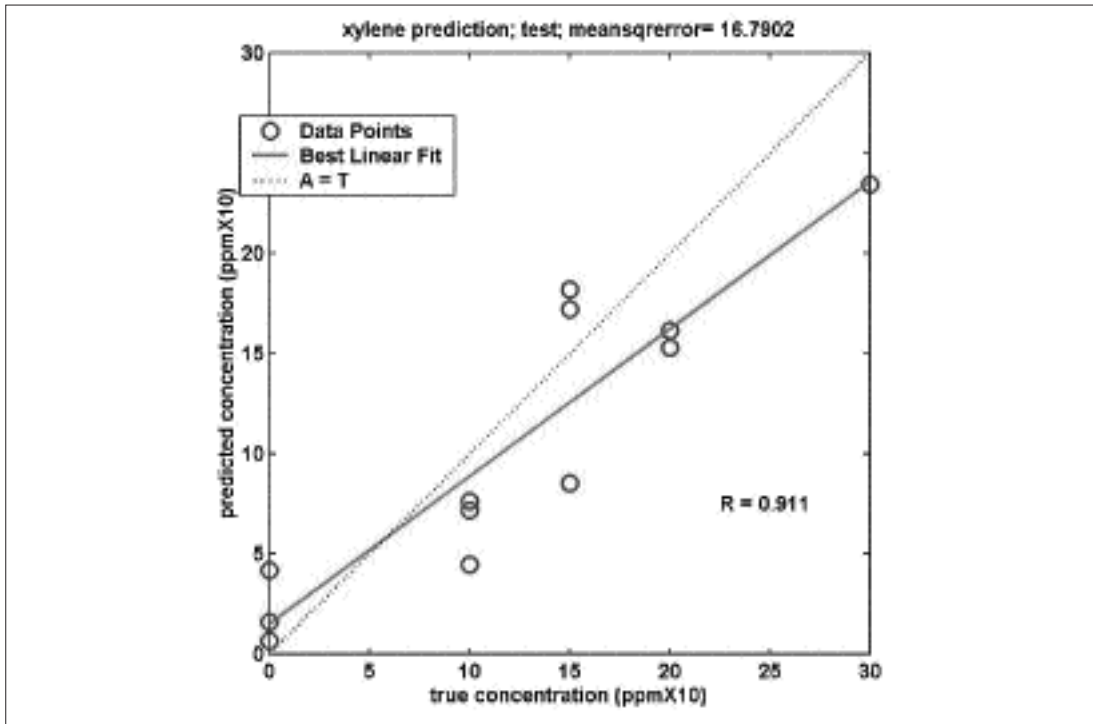


Figura 5.10: Risultati della fase di test per la predizione di xilene nella miscela solfuro di metile- xilene. Le concentrazioni sono moltiplicate per 10.

dati, sia dall'errore quadratico medio. Entrambe queste quantità sono mostrate nelle figure. L'errore sarebbe nullo e il coefficiente di correlazione pari a 1 se tutti i punti fossero sulla bisettrice.

Le figure 5.9 e 5.10 evidenziano lo stesso tipo di risultato, questa volta per la predizione della concentrazione di xilene, sempre per la miscela solfuro di metile- xilene. In questo caso un risultato della fase di calibrazione decisamente peggiore non pregiudica la qualità del test, che risulta anzi leggermente migliore di quella ottenuta per il solfuro di metile.

5.2.1.2 Misure con sensori commerciali

I sensori commerciali a film spesso scelti, sono quelli più comunemente diffusi sul mercato: il TGS 822 ed 842 della Figaro (Giappone) ed un sensore SB-11 della FIS (Giappone).

I sensori sono stati inseriti nella camera di test, l'elemento riscaldante é stato portato alla tensione operativa di 5V ed i sensori sono stati lasciati funzionare per 24 ore prima del ciclo di misura.

Nel seguito si descrivono le caratteristiche della risposta di tali sensori a ciascuna specie gassosa.

Solfuro di carbonio (0.5-2.5ppm)

Tutti e tre i sensori considerati mostrano una variazione di  $\Delta G/G$  ( $G$  = conduttanza) che aumenta in modo proporzionale rispetto alla concentrazione del gas in esame; questa risposta é maggiore per il TGS 822, intermedia per il FIS e più bassa per il TGS 842 (Figura 5.11). Per quest'ultimo, la risposta del sensore non supera mai il valore di 0.5, contro la risposta massima di 4 ottenuta a 2,5ppm con il TGS 822.

xilene (0.5-2.5ppm)

La risposta allo xilene riportata in figura 5.12 si può considerare lineare per i tre sensori considerati, il TGS 822 mostra una risposta maggiore rispetto al FIS, mentre la risposta del TGS 842 risulta essere più bassa.

solfuro di metile (0.1 — 0.5ppm)



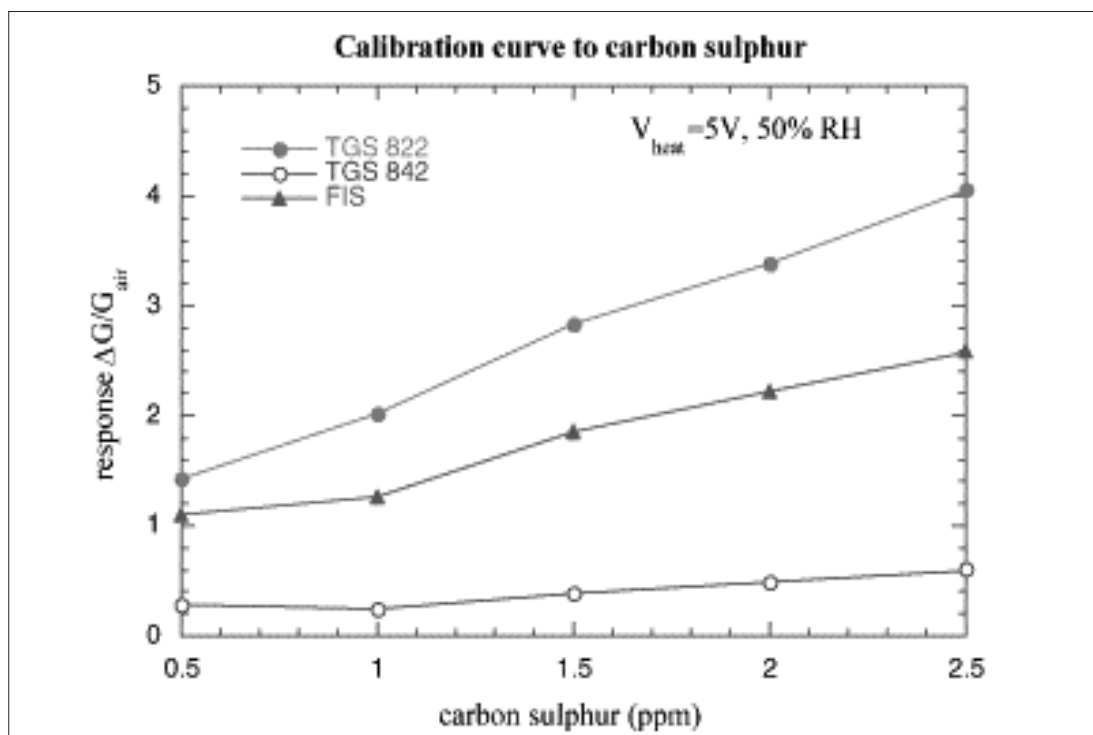


Figura 5.11: Curva di calibrazione dei tre sensori al solfuro di carbonio.

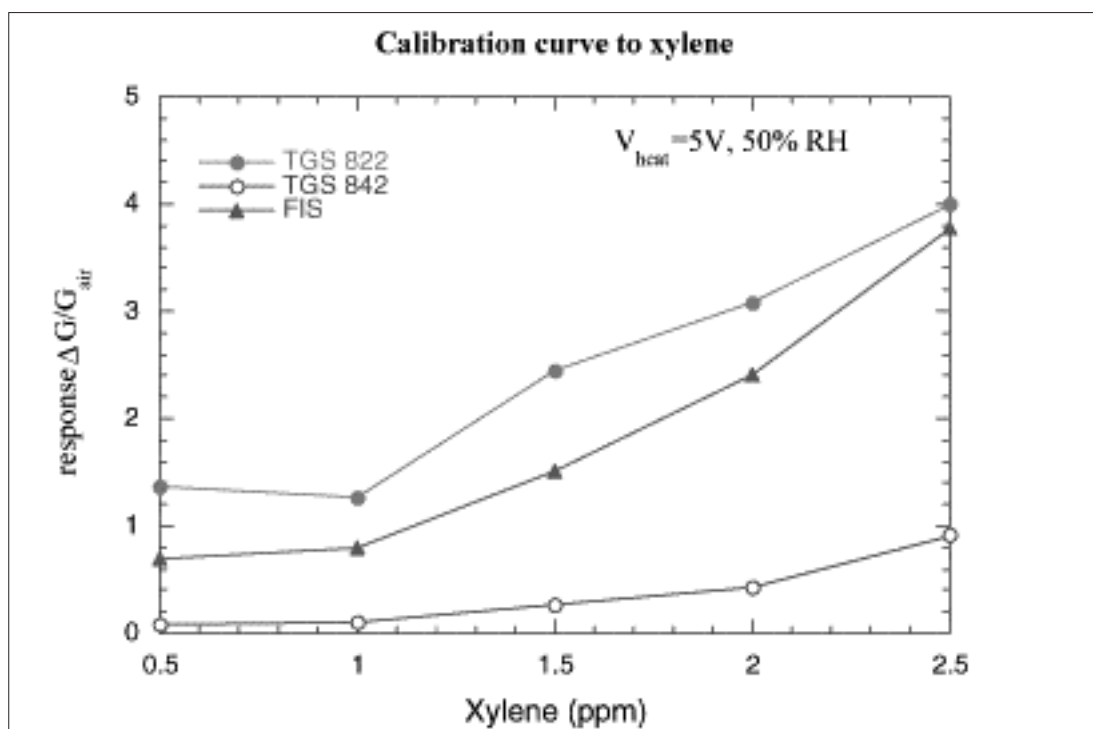


Figura 5.12: Curva di calibrazione dei tre sensori allo xylene.

In figura 5.13 si evidenzia come la risposta del sensore FIS è superiore a quella del TGS822, mentre quella del TGS842 è risultata essere inferiore.

A parte il sensore FIS, la cui risposta aumenta con la concentrazione, la risposta degli altri due sensori è costante per tutte le concentrazioni considerate con una saturazione della superficie dei sensori.

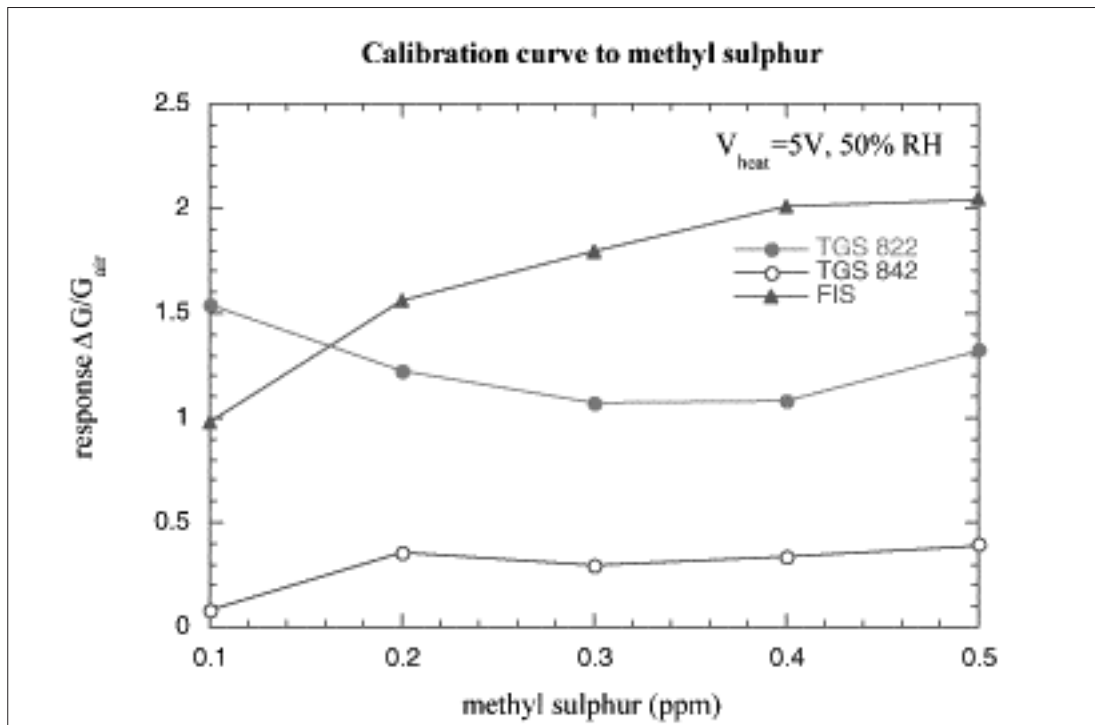


Figura 5.13: Curva di calibrazione dei sensori al solfuro di metile.

*Tricloroetilene (0.1 — 0.5ppm)*

La risposta dei sensori TGS822 e FIS (figura 5.14) è confrontabile, mentre il sensore TGS842 è inferiore di almeno tre volte. La risposta dei sensori è quasi costante per tutte le concentrazioni considerate, questo si verifica per un effetto di saturazione della superficie dei sensori da parte di questo gas.

Abbiamo riportato nella tabella 5.64 il valore della risposta ad una concentrazione dei gas

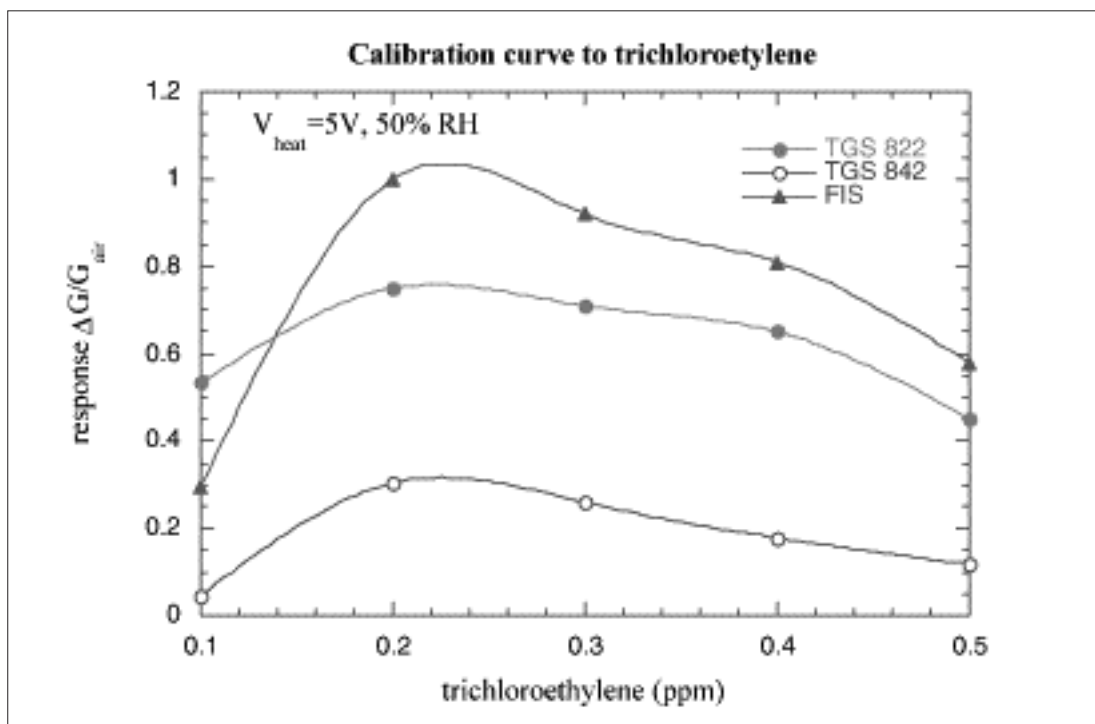


Figura 5.14: Risposta dei tre sensori al tricloroetilene.

menzionati precedentemente, sia dei sensori commerciali utilizzati, sia di alcuni sensori a film sottile semiconduttore preparati presso il Laboratorio Sensori di Gas; in questo caso i sensori a semiconduttore operavano a 400°C in 50% RH.

Tabella 5.64: Confronto tra le prestazioni dei sensori commerciali e dei sensori a film sottile preparati dal GSL (Valori di  $\Delta G/G$ ).

Gas	TiO <sub>2</sub> -Fe	SnO <sub>2</sub>	SnO <sub>2</sub> -Au	SnO <sub>2</sub> -Pt	TGS822	TGS842	FIS
A	-	0.9	7.42	0.11	1.42	0.289	1.1
B	0.75	0.5	2.8	0.3	1.37	0.1	0.7
C	2.4	6.2	4.75	0.75	1.33	0.4	2.05
D	-	0.2	0.04	0.2	0.4530	0.118	0.580

Legenda: A = 0.5ppm solfuro di carbonio; B = 0.5ppm xylene; C = 0.5ppm solfuro di metile; D = 0.5ppm tricloroetilene

Si può osservare come il sensore di SnO<sub>2</sub>-Au a film sottile abbia una risposta superiore a quella dei sensori commerciali, tranne nel caso del tricloroetilene; inoltre i sensori a film sottile risultano complessivamente più sensibili al solfuro di metile.

### 5.2.3 Le misure dei gas campionati in discarica

Al fine di valutare la possibilità di utilizzare il Naso Elettronico (EN) per il monitoraggio degli impianti di smaltimento e trattamento rifiuti si è proceduto alla misura di campioni di aria maleodorante prelevati in tre differenti impianti di discariche e in un impianto di trattamento acque reflue.

In totale sono stati quindi effettuati 13 prelievi oltre alle prove preliminari condotte in laboratorio. Alcune campagne di misure sono state svolte in collaborazione con il Laboratorio Odori del Politecnico di Milano. Questo ha permesso di correlare le misure del naso elettronico con i valori di concentrazione di odore ottenuti con le misure olfattometriche.

L'attività di ricerca relativa al "Naso Elettronico" ha portato allo sviluppo della seconda versione del Naso elettronico Pico. All'interno del Laboratorio dell'Università di Brescia sono state studiate e realizzate tutte le nuove componenti del naso elettronico: il nuovo sistema di campionamento, come già detto, la nuova versione del software di controllo dell'elettronica e un nuovo software facilmente utilizzabile per l'analisi esplorativa dei dati.

Nei paragrafi seguenti viene riportata la procedura di campionamento utilizzata, i risultati ottenuti negli impianti di discarica e di depurazione acque reflue, sia per quanto riguarda la *classificazione* (discriminazione) dei gas campionati in diverse posizioni all'interno della discarica (corrispondenti a varie intensità), sia la *correlazione* dei risultati del EN con i dati olfattometrici. Nella tabella 5.65 sono riportate le misure effettuate; il campionamento dell'aria è stato effettuato in 5 punti diversi della discarica, in cui l'operatore ravvisava soggettivamente un'intensità di odore diversa, da lui suddivisa in 4 livelli da 0 (assenza di odore) a 3 (odore molto intenso).

#### Campionamento

Per poter effettuare i prelievi in discarica è stata utilizzata un'attrezzatura appositamente progettata. Essa consiste in una valigetta contenente una pompa e una batteria per la sua alimentazione durante l'impiego in loco. All'esterno della valigetta, in fase di campionamento, viene fissato, mediante un attacco rapido Swagelok, un cilindro in acciaio (canister) della capacità nominale di un litro. La bombola è dotata di un manometro, per verificarne la pressione interna, e di una valvola a spillo per lo spurgo della stessa. Onde evitare possibili introduzioni di impurità o polveri, all'interno del canister si possono inserire dei filtri. Inoltre, per avere utili parametri relativi alle condizioni atmosferiche presenti durante il campionamento, è stato utilizzato una stazione climatica portatile della Oregon Scientific in grado di misurare la temperatura, l'umidità e la pressione.

Nelle prime prove l'aria è stata aspirata direttamente dall'atmosfera attraverso il foro indicato dalla freccia in figura 5.15. Nelle prove successive è stata aspirata l'aria dalla cappa visi-

Tabella 5.65: Prelievi effettuati negli impianti di discarica e di trattamento delle acque reflue.

Data	Luogo	Numero campionamenti	Note
12-11-00	Reggio Emilia Prima discarica	4 bombole	
29-11-00	Reggio Emilia Prima discarica	5 bombole	
19-12-00	Reggio Emilia Prima discarica	5 bombole	
09-01-01	Reggio Emilia Prima discarica	5 bombole	
16-01-01	Reggio Emilia Seconda discarica	5 Bombole 15 Sacchetti	Insieme a Lab Olfattometrico,
29-01-01	Reggio Emilia Seconda discarica	5 Bombole	
13-02-01	Torino, Terza discarica	5 Bombole 14 Sacchetti	Insieme a Lab Olfattometrico,
05-03-01	Reggio Emilia Seconda discarica	5 Bombole	
13-03-01	Reggio Emilia Seconda discarica	5 Bombole 10 Sacchetti	Insieme a Lab Olfattometrico,
05-04-01	Torino, Terza discarica	5 Bombole 14 Sacchetti	Insieme a Lab Olfattometrico,
15-05-01	Reggio Emilia Seconda discarica	5 Bombole 10 Sacchetti	
12-06-01	Torino, Terza discarica	5 Bombole 15 Sacchetti	Insieme a Lab Olfattometrico,
26-06-01	Bologna Impianto di depurazione	5 Bombole 17 sacchetti	Insieme a Lab Olfattometrico,
12 giornate di misura	3 discariche, 1 impianto depurazione acque reflue	159 campionamenti (64 con bombole, 95 con sacchetti di naphlon)	6 giornate di misura insieme al Lab Olfattometrico

bile in figura 5.15 per avere le stesse condizioni sperimentali utilizzate dal Laboratorio Odori del Politecnico di Milano. La cappa permette di simulare l'azione del vento e di mediare il gas emesso da una porzione superficiale di discarica (invece di aspirare quello presente puntualmente in prossimità del foro indicato dalla freccia).

Per il campionamento dell'aria sono stati utilizzati sia i canister, che sacchetti di nalophan adottati dal Laboratorio Odori del Politecnico di Milano.

Canister e sacchetti vengono poi portati in laboratorio dove si effettua la misura con il naso elettronico Pico. Nel caso dei canister, il gas, essendo immagazzinato in pressione, fluisce naturalmente nei condotti che portano alla camera di test; per prelevare il gas dai sacchetti riempiti a pressione ambiente si usa invece una pompa. I risultati ottenuti con l'utilizzo dei sacchetti di nalophan non sono stati all'altezza di quelli ottenuti con i canister, probabilmente per la relativa tenuta dei sacchetti stessi.

Il sistema pneumatico da laboratorio, che porta il gas dalle bombole alla camera con i sensori, è stato rifatto per tenere conto delle indicazioni ricavate dalle misure svolte sino ad ora. In particolare sono stati sostituiti i tubi in plastica con tubi in acciaio inox (AISI 316) di diametro minore in modo da diminuire lo spazio morto e soprattutto da eliminare la contaminazione del gas dovuto al materiale plastico. Inoltre, si è aggiunto al sistema un dosatore di umidità, che mantiene il livello di umidità stesso approssimativamente costante a prescindere dall'umidità presente in discarica e quindi contenuta nei campioni.

Le colonne di preconcentrazione, utili per la misura di odori lievi, non sono sembrate necessarie, visti i livelli medio-alti di odore molesto presenti in discarica.

### Risultati

Il protocollo di misura è stato ottimizzato per ciascuna campagna (per quanto possibile dato



Fig.5.15: Il sistema di campionamento: cappa posta sui rifiuti e valigetta con il compressore che riempie le bombole. La freccia indica il foro attraverso cui viene aspirata l'aria, nel foro si innesta il tubo di teflon verde proveniente dalla cappa (campionamento con cappa dinamica).

il numero esiguo di misure; ogni giornata di campionamento in discarica ha richiesto comunque almeno 2 giorni di misure in laboratorio, vedi Allegato B) in modo da non saturare i sensori con gli odori particolarmente intensi e, allo stesso tempo, non richiedere tempi di pulizia dei sensori (desorbimento delle molecole odorose) troppo lunghi. Questo in modo da potere svolgere almeno 4-5 misure per ogni campione prelevato in discarica nell'arco di 2-3 giorni. A seconda dell'odore più intenso misurato in ogni singola campagna di misure, il tempo di esposizione dei sensori all'odore è variato da 7 a 1 min. Con quest'ultimo intervallo di tempo i sensori non raggiungono lo stato stazionario (equilibrio), ma permettono comunque di distinguere fra i vari odori. Il tempo di recupero o ripristino del sensore è stato pure fatto variare da 20 min a 40 min. Oltre alla tempistica delle misure si sono indagate le temperature ottimali, per i sensori non sono state evidenziate differenze con quelle usualmente utilizzate per altri gas.

Di norma, per ogni bombola (canister) o sacchetto sono state effettuate cinque misure consecutive per un totale di circa  $159 \times 5 = 795$  misure. La prima misura di ogni

gas è stata poi tolta perché risultava inficiata dai residui d'aria presenti nelle tubazioni del sistema di campionamento dai precedenti campioni.

La risposta del sensore  $\text{SnO}_2(\text{Ag}+\text{Pd})$  per aria pulita e per odore intenso (intensità 3) è mostrata in figura 5.16.

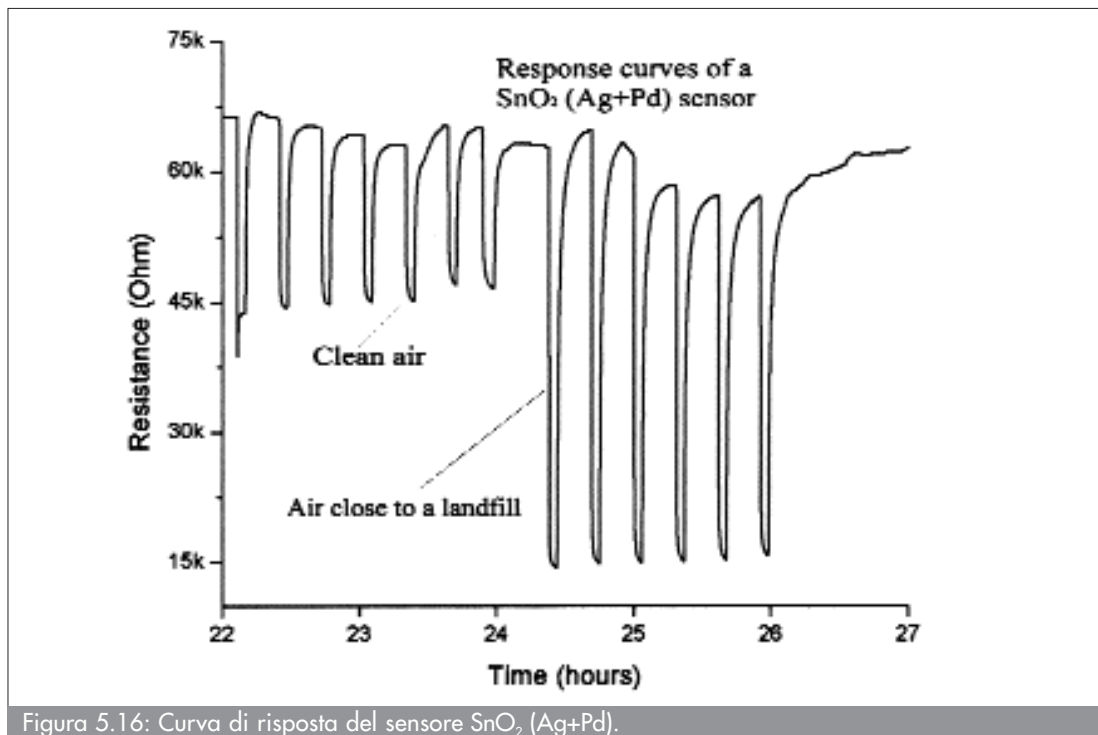
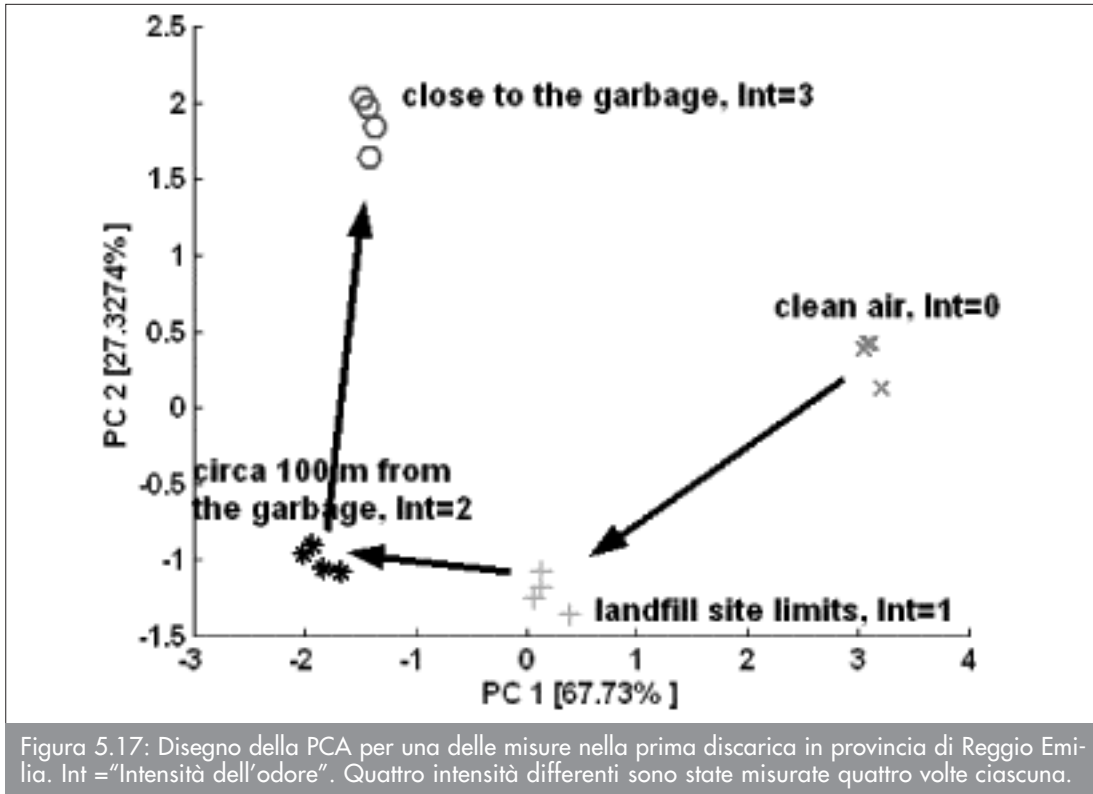


Figura 5.16: Curva di risposta del sensore  $\text{SnO}_2(\text{Ag}+\text{Pd})$ .

Il naso elettronico permette di distinguere comunque anche il livello più basso di odore rispetto all'aria priva di odore, come risulta dalla semplice analisi delle componenti principali (Figura 5.17).



Infatti in figura 5.17 viene riportata l'analisi delle componenti principali (PCA) relativa alle misure condotte nella prima discarica. I dati sono caratterizzati da un andamento circolare in funzione dell'intensità. Questo andamento è stato riprodotto più volte per la suddetta discarica. Come si può vedere i gruppi delle varie tipologie d'aria risultano tutti ben separati e non presentano uno scostamento (drift) significativo.

Analizzando il grafico che mostra quanta informazione porta un determinato sensore ad una componente principale (loading plot) in figura 5.18, si è notato che il sensore #2 ( $\text{TiO}_2\text{-FeO}_3$ ) apporta meno informazione alla prima componente rispetto agli altri, in compenso ne apporta molta alla seconda componente. Gli altri sensori si comportano grosso modo nella stessa maniera nei confronti della prima componente. Il sensore #1 ( $\text{TiO}_2\text{-FeO}_3$ ) e il sensore #6 ( $\text{SnO}_2$ ) sono quelli che si comportano in maniera più diversificata per la seconda componente.

Le misure effettuate nella seconda discarica in provincia di Reggio Emilia due mesi dopo quelle rappresentate in figura 5.17 permettono di notare che (figura 5.19):

1. la distribuzione circolare già vista in figura 5.17 è preservata e con essa la capacità di distinguere i vari odori,
2. le misure effettuate a distanza di 24 ore sono praticamente invariate. In questo modo si è indagato il degradamento del gas mantenuto nei canister.

Nella discarica di Torino le misure sono state svolte parallelamente al panel test del Politecnico di Milano. Questo è un caso in cui si è andati a prelevare il gas con la cappa direttamente sul rifiuto. Di conseguenza la concentrazione dell'odore è sensibilmente più grande di quella registrata nel caso della prima discarica. I tempi di esposizione dei sensori è stato quindi ridotto prima a tre e poi ad un solo minuto.

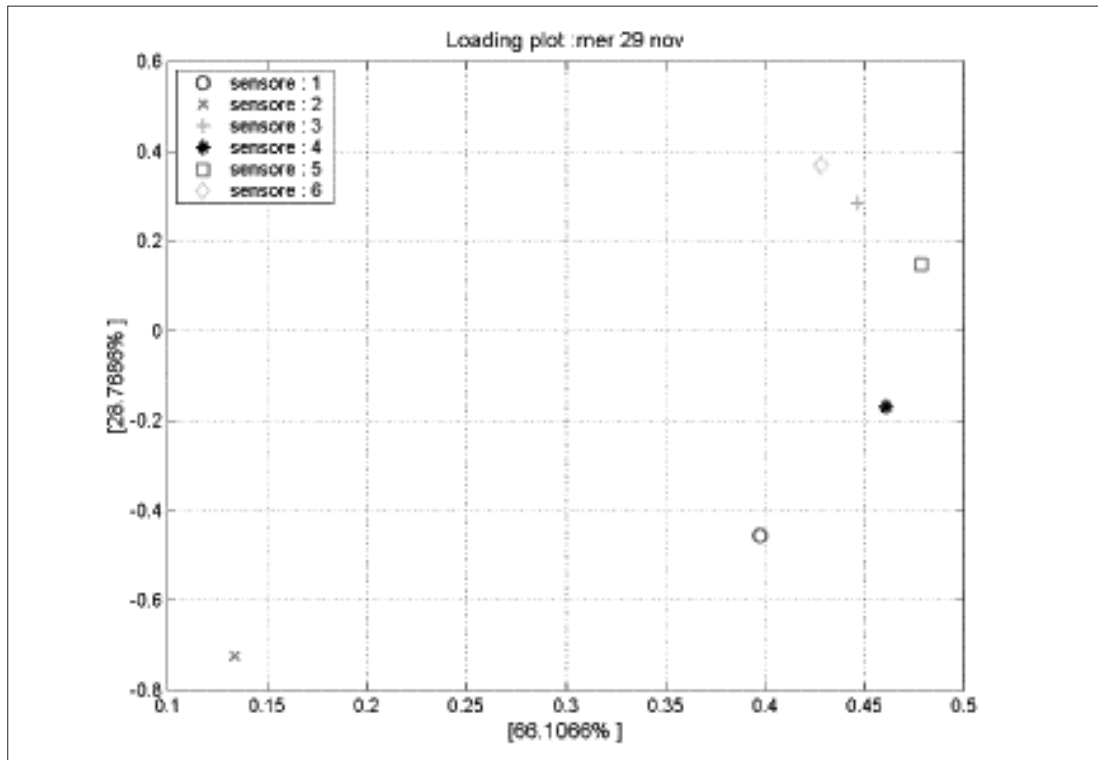


Figura 5.18: Loading plot dei sei sensori, esso mostra l'informazione apportata dal sensore alla prima componente principale (asse x) e alla seconda (asse y).

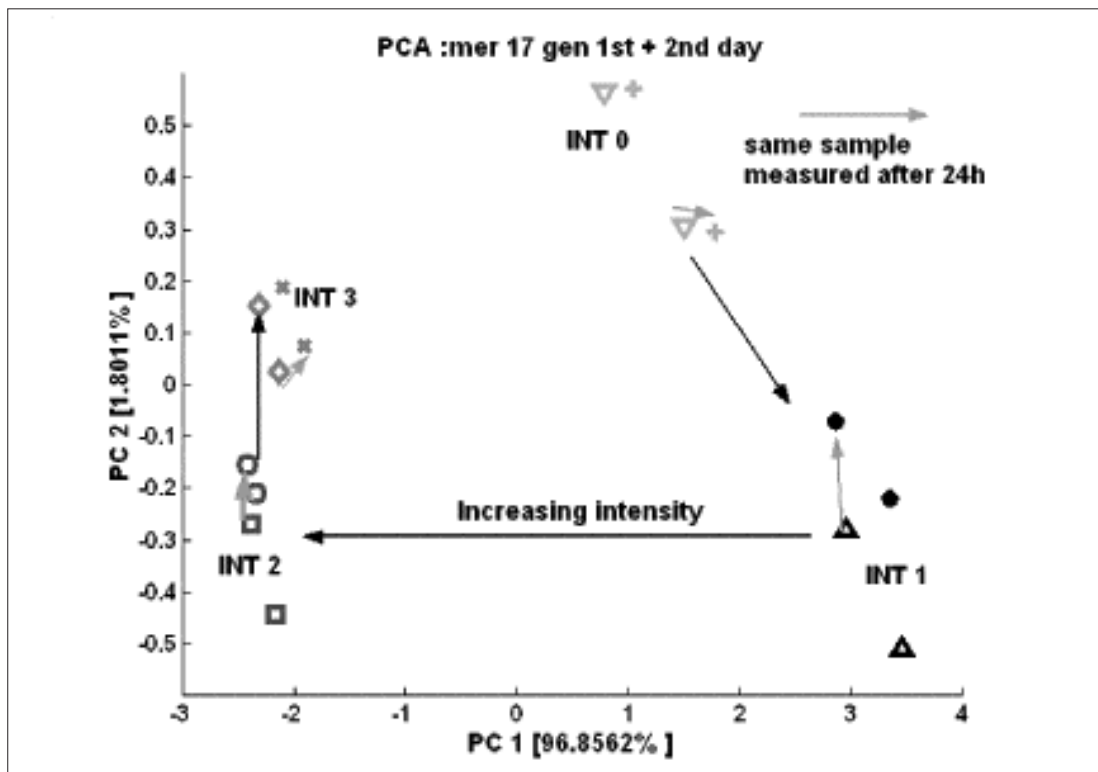


Figura 5.19: Analisi delle componenti principali (PCA plot) per gas campionato nella seconda discarica in provincia di Reggio Emilia. Quattro intensità differenti sono state misurate quattro volte ciascuna (diversi colori). Le quattro misure relative ad ogni intensità sono a loro volta formate da due coppie: il gas è stato campionato in laboratorio a distanza di 24 ore.

In figura 5.20 si vede chiaramente che in questo caso la concentrazione dell'odore costituisce la regione esclusiva delle clustering delle misure e che i sensori sono altamente correlati. La prima componente principale spiega quasi il 100% della varianza delle misure.

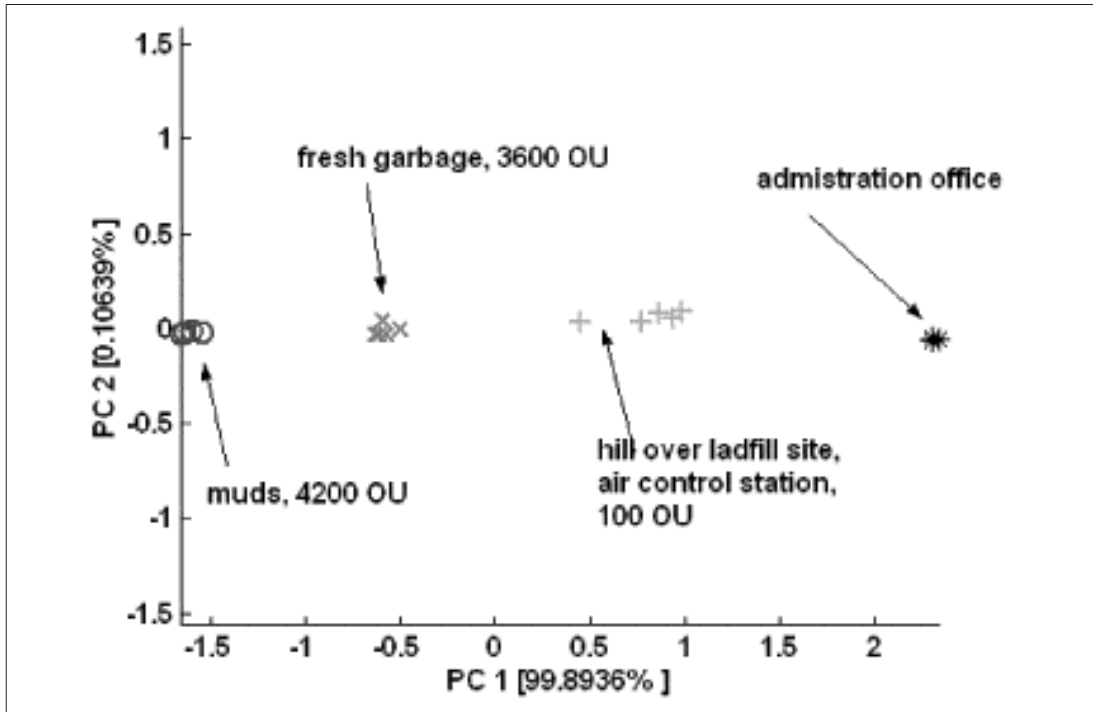


Figura 5.20: Analisi delle componenti principali (PCA plot) delle misure effettuate nella discarica di Torino (muds=fanghi). Sono riportati i valori di intensità dell'odore determinati dal Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano (O.U.= odor units).

In figura 5.21 viene mostrata la relazione fra la concentrazione dell'odore e il valore della proiezione dei dati sulla prima componente principale. Dal grafico si può congetturare un effetto di saturazione ad alte concentrazioni dell'odore.

La capacità del naso elettronico di predire il giudizio del panel, già evidente in questo grafico, è stata esplicitamente testata. In figura 5.22 vediamo infatti la concentrazione predetta dal naso elettronico in funzione della concentrazione indicata dal panel. La relazione è stata ricavata con un semplice perceptrone multistrato con due ingressi (la proiezione dei dati sulle prime due componenti principali), due unità nascoste e un'uscita. (visto il limitato numero di punti sperimentali, si è provveduto al solo training della rete neurale, prevenendo l'overfitting con il metodo dell'early stopping.)

In figura 5.23 sono stati riportati i dati relativi all'analisi delle componenti principali per il gas campionato lo stesso giorno, ma mediante sacchetti di nalophan. Dato il basso costo, i sacchetti permettono di campionare più posizioni della discarica. Vediamo che gli odori forti (rifiuto fresco) e il gas senza odore sono chiaramente distinti. Vi è invece confusione fra le misure dei fanghi e quelle del rifiuto parzialmente coperto, che pure presentano livelli di odore molto dissimili. Escludendo i fanghi, anche in questo caso gli odori si dispongono su un cerchio. Si riportano, infine, i risultati per il campionamenti effettuati presso l'impianto di depurazione acque reflue di Bologna. In figura 5.24 vediamo l'andamento dell'analisi delle componenti principali (PCA) per le misure sui gas campionati con le bombole e in figura 5.25 l'andamento delle PCA per le misure sui medesimi gas (manca l'aria pulita) campionati con i sacchetti. Si può notare una maggiore discriminazione nel primo dei due grafici.

I risultati ottenuti con l'utilizzo dei sacchetti di nalophan in generale non sono stati all'altezza di quelli ottenuti con i canister. I possibili motivi sono molteplici: l'impianto di aspirazione del gas dai sacchetti, essendo stato aggiunto al sistema di campionamento da laboratorio in cor-



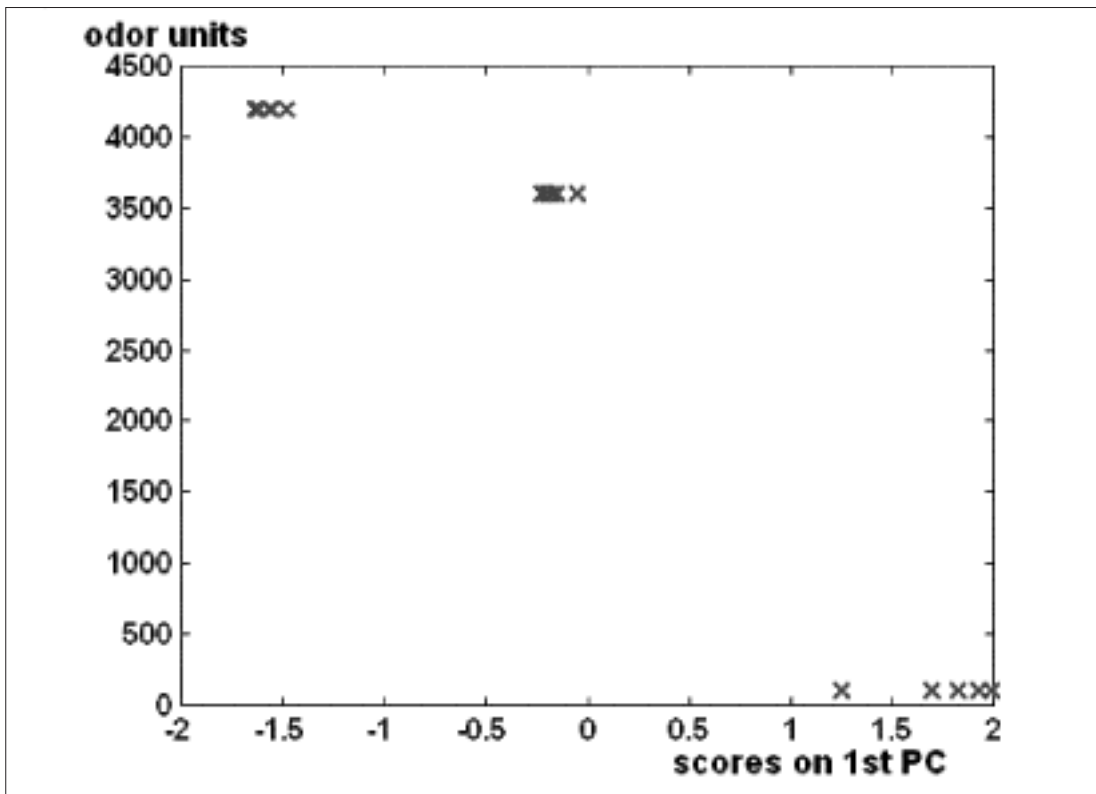


Figura 5.21: Relazione fra la concentrazione dell'odore e il valore della proiezione dei dati sulla prima componente principale.

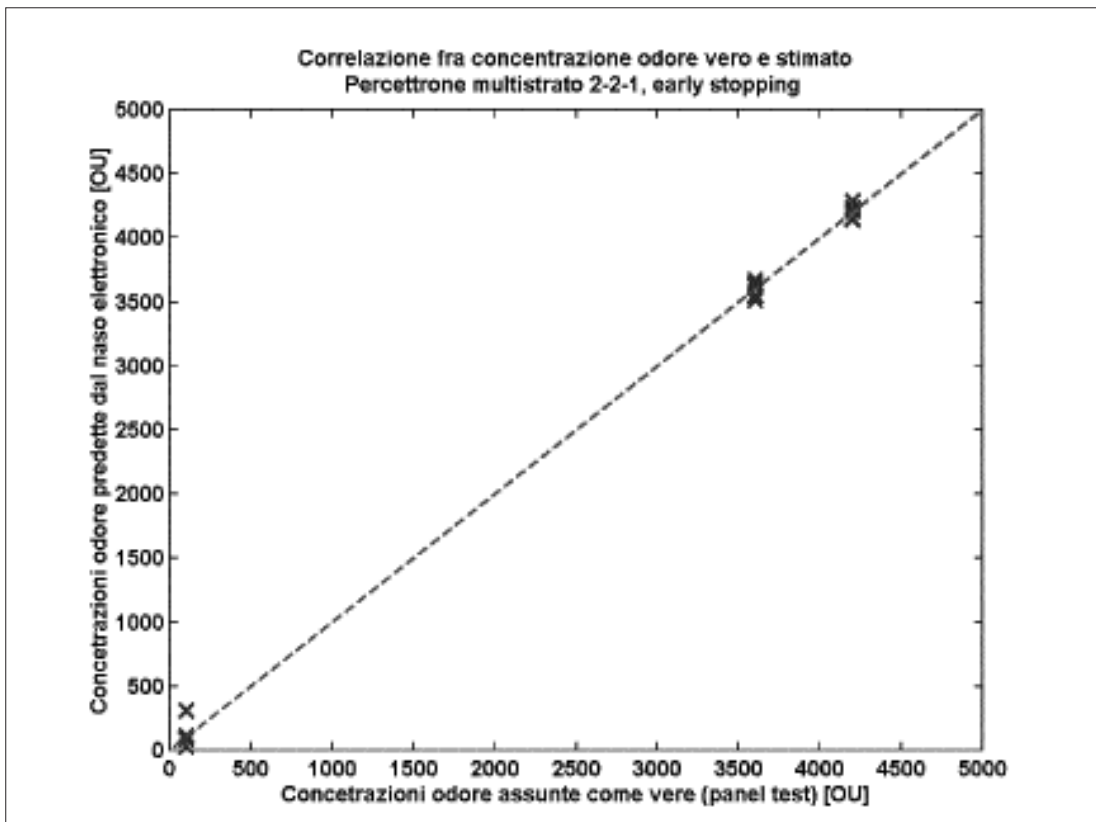


Figura 5.22 Predizione della concentrazione dell'odore (come data dal Lab. Olfattometrico) con il Naso Elettronico.

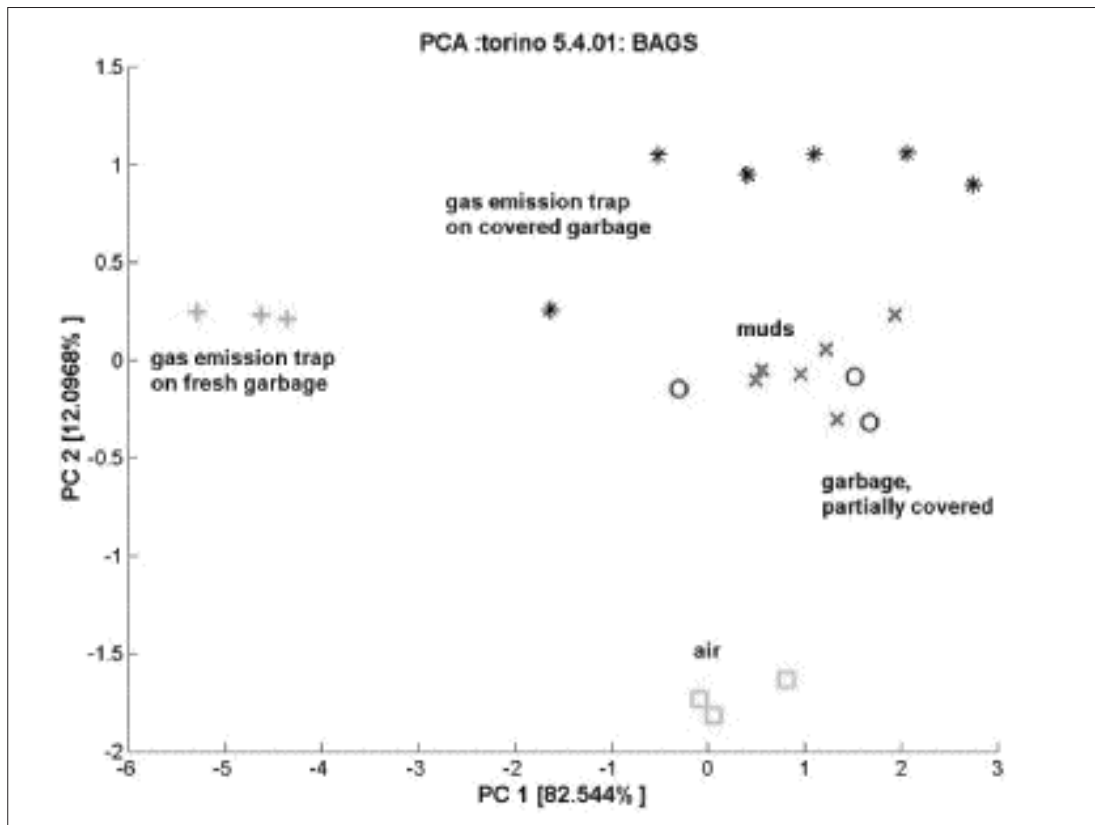


Figura 5.23: Analisi delle componenti principali (PCA plot) per gas campionato nella discarica di Torino tramite sacchetti di nalophan.

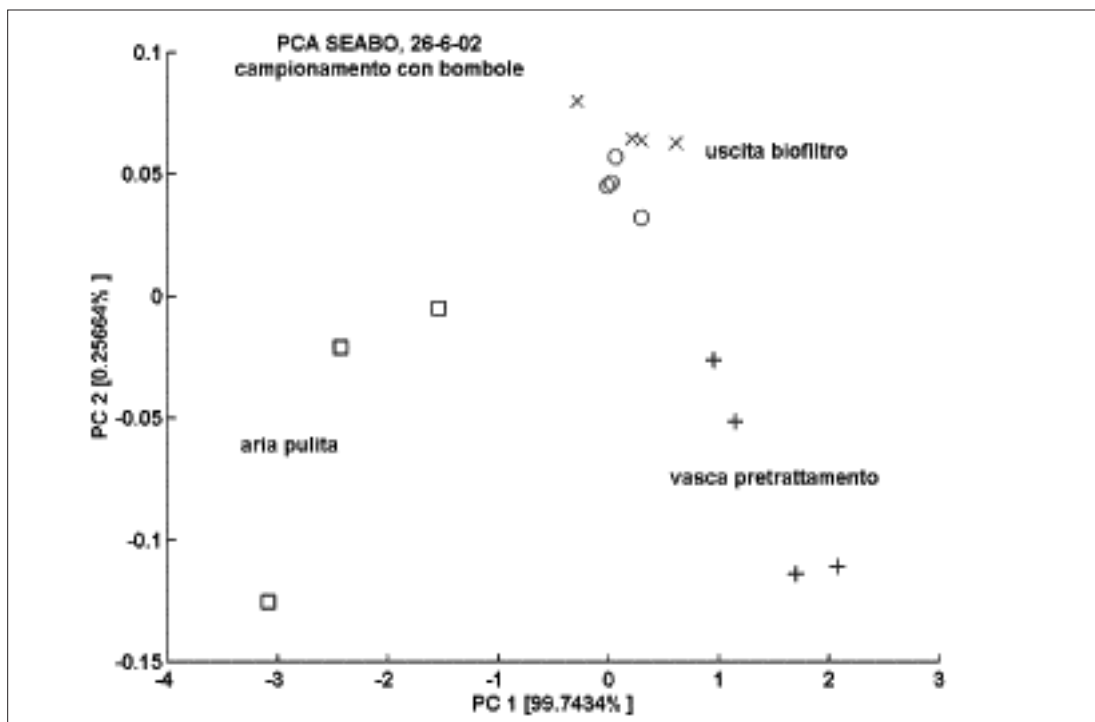


Figura 5.24: Analisi delle componenti principali (PCA plot) delle misure effettuate all'impianto di depurazione acque; campionamento effettuato con bombole.

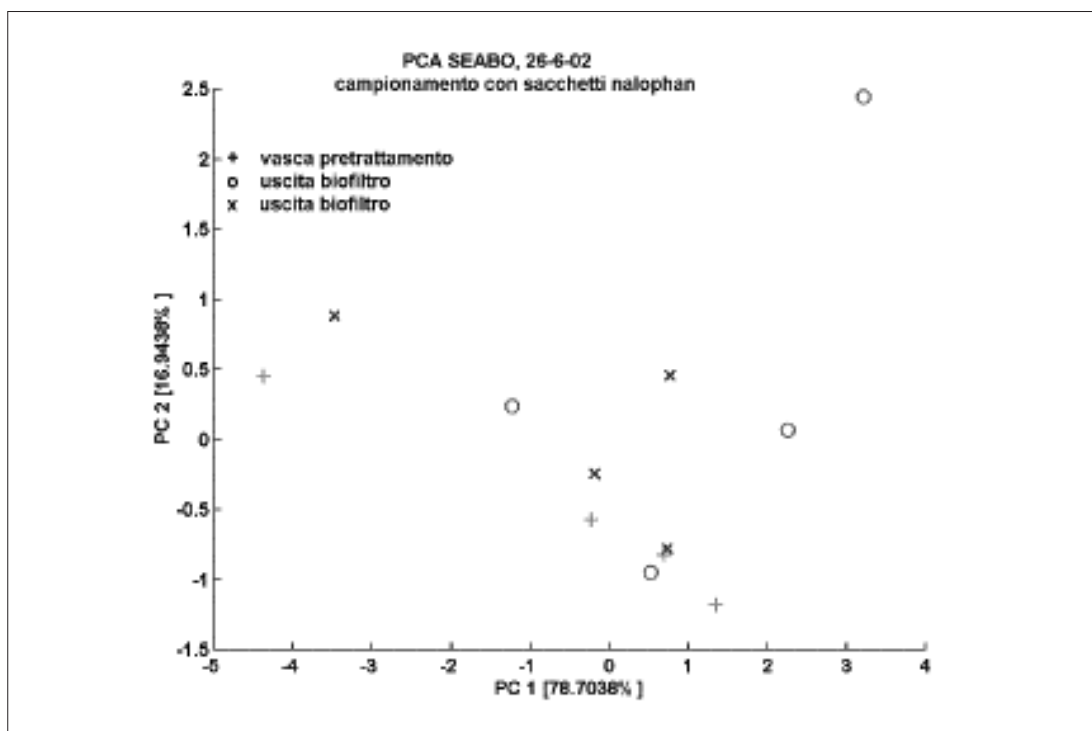


Figura 5.25: Analisi delle componenti principali (PCA plot) delle misure effettuate all'impianto di depurazione acque; campionamento effettuato con sacchetti di nalophan. Il gas è stato campionato negli stessi punti della fig.5.24; manca il campionamento di aria pulita.

so d'opera potrebbe non aver assicurato un flusso costante in camera oppure la tenuta dei sacchetti stessi, pur sufficiente per le analisi olfattometriche, potrebbe non essere adeguata alle necessità del naso elettronico. Bisogna poi dire che i risultati delle ultime campagne di misura (15 maggio secondo impianto di discarica in Provincia di Reggio Emilia, 12 Giugno nell'impianto di discarica di Torino) sono andati degradando anche con le bombole, probabilmente per fenomeni di accumulo dei condotti di teflon.

La figura 5.24 mostra comunque sia una buona separazione fra odori diversi, sia la ripetibilità della misura sul biofiltro, effettuata con due bombole diverse in due punti diversi. Il campionamento per questi campioni è stato effettuato senza nessun tipo di cappa, quindi nelle condizioni che avevano già dato buoni risultati nella prima discarica. Si può quindi congetturare che i sensori lavorino meglio alle concentrazioni di gas odorigeno minori che si riscontrano con questo tipo di campionamento.



## 6. Studio della dispersione degli odori nella discarica in provincia di Torino

Al fine di completare il presente studio è stata valutata l'impatto sulla qualità dell'aria delle emissioni di odore aventi origine dall'attività della discarica di prima categoria situata nel Comune di Torino. A questo scopo sono stati approntati un modello emissivo ed un modello micrometeorologico, i quali producono i dati di ingresso di un modello di dispersione atmosferica. Il periodo di simulazione ricopre gli anni 1998, 1999, 2000.

### 6.1 Inquadramento territoriale

L'area geografica sulla quale è stato compiuto lo studio è situata all'estremo margine settentrionale del Comune di Torino; si estende dal punto di coordinate UTM 1'393'000,4'995'000 al punto di coordinate 1'400'000,5'000'000, su una superficie di 35 km<sup>2</sup>. Essa comprende in particolare il territorio di Torino a nord di via Coppino e ad est dello Stadio Delle Alpi. La discarica oggetto di studio è situata al centro di quest'area, sulla sponda sinistra del Fiume Stura di Lanzo, fra la Tangenziale Nord e la Direttissima per Caselle.

### 6.2 Modello emissivo

#### 6.2.1 Campionamento delle sorgenti di odore: i rilievi olfattometrici

Presso la discarica in provincia di Torino il Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano ha effettuato tre serie di campionamenti, rispettivamente nei giorni 13/02/2001, 05/04/2001 e 12/06/2001, rappresentativi ordinatamente delle emissioni invernali, primaverili ed estive<sup>1</sup>. Le emissioni autunnali sono state poste uguali a quelle primaverili; quest'assunzione è giustificata se si suppone che le emissioni di odore da una discarica dipendano prevalentemente dalla temperatura dell'aria e se si osserva (figura 1) come gli andamenti delle temperature nei mesi primaverili e autunnali siano quasi coincidenti. Dei dati raccolti sono stati considerati solo quelli ottenuti mediante campionamento con cappa dinamica, poiché questo permette di misurare la portata di odore emessa per unità di superficie (in O.U. m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>), oltreché la concentrazione di odore nel campione osmogeno.

È stato possibile considerare anche i campionamenti dell'aria odorigena emessa dai pozzi di captazione del biogas, benché effettuati mediante pompa a depressione, in quanto l'impianto ha fornito una stima della portata complessiva del gas non captato dai pozzi (e quindi emesso in atmosfera), pari a 0.95 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Dalle misure di concentrazione di odore (O.U. m<sup>-3</sup>) e dalla stima della portata totale di gas emessa dai pozzi (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) è stato così possibile stimare la portata di odore connessa alla mancata captazione di biogas (O.U. s<sup>-1</sup>).

Per ciascuna delle tre campagne di misurazione, le concentrazioni di odore dei campioni analizzati sono state classificate in base al tipo di sorgente:

- 1) RU indifferenziato fresco,
- 2) RU indifferenziato parzialmente ricoperto (PR),
- 3) RU indifferenziato totalmente ricoperto (TR),
- 4) fanghi da depurazione di acque civili freschi,

---

<sup>1</sup> Qui per stagioni si intenderanno sempre le stagioni meteorologiche. L'inverno, ad esempio, occupa interamente i mesi di dicembre, gennaio, febbraio.

- 5) rivestimento di lotto stabilizzato,
- 6) pozzi di captazione del biogas.

Per le prime cinque classi, i campioni della medesima campagna di misurazione (e quindi stagione) e del medesimo tipo, ma prelevati in punti diversi della discarica, sono stati congiunti nella loro media aritmetica. Invece per i pozzi di captazione del biogas, le cui portate di odore sembrano correlabili più alla presenza contingente di trafiletti dalle tenute che al tipo di rifiuto presente in superficie o alla stagione, è stata calcolata una sola media aritmetica da tutti i valori disponibili, dopo averne scartati il massimo e il minimo, giudicati non rappresentativi.

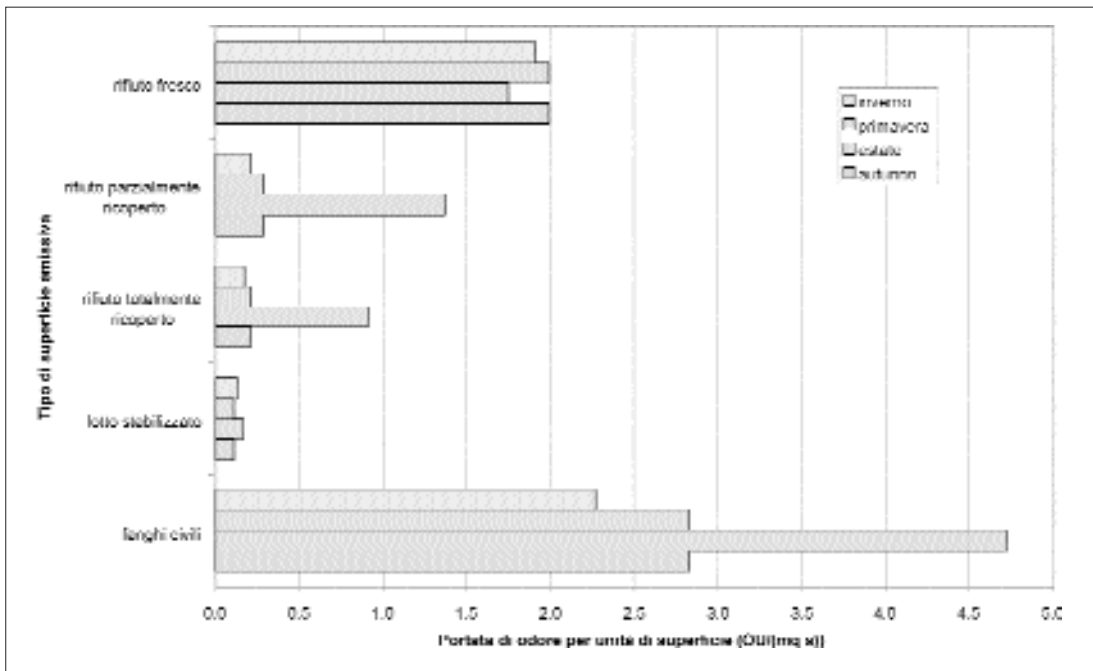


Figura 6.1: Portate specifiche di odore rispetto al tipo di superficie emissiva.

La figura 6.1 evidenzia che:

- 1) le portate specifiche di odore (SOER, *specific odour emission rate*) sono massime per i fanghi civili e decrescono passando da RU fresco a rifiuto PR, rifiuto TR, rivestimento di lotto stabilizzato.
- 2) Il rifiuto urbano fresco ed il rivestimento di lotto stabilizzato presentano debole variabilità stagionale. Al contrario le altre sorgenti danno SER (Specific emission rate) minime d’inverno e massime d’estate.

### 6.2.2 Assegnazione delle portate emissive a ciascuna sorgente

#### 6.2.2.1 Pozzi di captazione del biogas

Per i pozzi di produzione di biogas, come si è detto, è stata calcolata la concentrazione di odore mediata sui campioni ed è nota la portata di gas complessivamente emessa dall’insieme di tutti i pozzi della discarica. Supposto che quest’ultima sia omogeneamente distribuita sui singoli pozzi, si è ottenuta per ogni singolo pozzo la portata di gas emessa e quindi la portata di odore, ipotizzata costante durante tutto il periodo di simulazione.

Noto infine il numero di pozzi emergenti da ciascun lotto, per ognuno di questi ultimi è stata calcolata la portata di odore emessa a causa dei soli pozzi.

La dislocazione dei singoli pozzi all’interno di ciascun lotto cessa di influire sulle concentra-

zioni calcolate dal modello di dispersione già a distanze superiori ad alcune decine di metri da essi. Dunque, ai nostri fini, è sufficiente considerare omogenea, sull'area di ciascun lotto, l'emissione del biogas odorigeno.

Tabella 6.1: Portata di odore dai pozzi di captazione del biogas

Lotto	Portata di odore dai pozzi biogas (OU s <sup>-1</sup> )
2C	1107.8
1C	1049.1
1B	877.2
1A	465.7
2A	321.0
2B	642.1
S2	A 0.0
3A	58.8
Totale	4521.7

#### 6.2.2.2 Lotti stabilizzati

I lotti meridionali (1A, 2A, 2B, 3A), non più in coltivazione, presentano un rivestimento che garantisce una modesta SOER. Essa è supposta omogenea sui lotti, variabile (benché in lieve misura) con le stagioni, ma costante su ciascuna di esse.

#### 6.2.2.3 Lotti in coltivazione

Poiché per i quattro tipi di superfici emissive proprie dei lotti in coltivazione (RU fresco, rifiuto PR, rifiuto TR, fanghi civili) sono state misurate differenti concentrazioni di odore e dunque differenti portate emissive per unità di area, la portata totale di odore emessa da ogni singolo lotto dipende, oltre che dalla sua area complessiva, anche dalla frazione di essa (variabile nel tempo) che risulta coperta da ciascun tipo di superficie emissiva. Poiché, come per i pozzi di captazione del biogas, la posizione reciproca delle superfici emissive all'interno dei lotti, cioè l'esatto avanzamento dei fronti di coltivazione, non influisce sulle concentrazioni di odore a distanze dalla sorgente superiori a poche centinaia di metri, se ne può trascurare lo studio.

Per ognuno dei lotti in coltivazione negli anni del periodo di simulazione (1998/2000), l'impianto ha messo a disposizione la massa di rifiuti smaltiti, scandita in sedici intervalli di tempo ( $M_{l,p}$ , dove  $l$  è il lotto e  $p$  l'intervallo di tempo). Per ciascun intervallo e per ciascun lotto è stata calcolata la velocità di coltivazione per unità di area, ovvero la massa di rifiuti smaltiti per unità di tempo e area ( $VC_{l,p}$ : kg m<sup>-2</sup> giorno<sup>-1</sup>):

$$VC_{l,p} = \frac{M_{l,p}}{A_l \cdot N_p}$$

dove  $A_l$  è l'area del lotto e  $N_p$  il numero di giorni dell'intervallo di tempo.

Il valore massimo fra tutti i lotti e tutti gli intervalli di tempo è stato assunto come velocità limite di stoccaggio ( $VC_{lim} = 43.95$  kg m<sup>-2</sup> giorno<sup>-1</sup>), ovvero come la velocità di coltivazione in corrispondenza della quale tutta la superficie di un lotto risulta coperta da rifiuti freschi (RU+fanghi civili). Da questa si ottiene:

$$R_{l,p} = \frac{VC_{l,p}}{VC_{lim}}$$

Se si ammette che le porzioni di lotto rivestite di rifiuti freschi vengano parzialmente ricoperte nel giorno seguente allo stoccaggio ( $T_1 = 1$  d) e totalmente ricoperte dopo ulteriori cinque

giorni ( $T_2 = 5$  d), si possono calcolare, per ciascun intervallo e lotto, le tre frazioni relative di area che espongono i tre tipi di superficie emissive, rispettivamente: rifiuti freschi (RU+fanghi), rifiuto parzialmente ricoperto, rifiuto totalmente ricoperto.

$$C_{FJ,p} = R_{i,p} \cdot \frac{T_1}{T_1 + T_2}$$

$$C_{PJ,p} = R_{i,p} \cdot \frac{T_2}{T_1 + T_2}$$

$$C_{TR,p} = 1 - R_{i,p}$$

Inoltre dai valori dell'anno 1999 riguardanti la massa totale di rifiuti conferiti alla discarica suddivisi fra RU e fanghi civili, è stata calcolato il rapporto ( $R_{SIG}$ ) fra la massa di fanghi civili e la massa totale di rifiuto fresco conferita; esso è pari al 16.9% ed è stato ipotizzato costante nel tempo e omogeneo sui lotti in coltivazione.

Infine la portata emissiva di odore (OER, *odour emission rate*,  $OU s^{-1}$ ) per ciascun intervallo e lotto si ottiene dall'equazione:

$$OER_{i,p} = A_i \cdot \left\{ \left[ SOER_{RG,p} \cdot R_{RG} + SOER_{F,p} \cdot (1 - R_{RG}) \right] \cdot C_{FJ,p} + \right. \\ \left. + SOER_{PJ,p} \cdot C_{PJ,p} + \right. \\ \left. + SOER_{TR,p} \cdot C_{TR,p} \right\}$$

dove  $l$  è il lotto,  $A_i$  la sua area,  $s$  la stagione,  $p$  il periodo di tempo.

Poiché le SOER dipendono dalla stagione, gli intervalli di tempo del periodo di simulazione sono stati ulteriormente suddivisi in corrispondenza dell'inizio di ogni stagione.

#### 6.2.2.4 Risultati

La figura 6.2 riporta il contributo relativo che ciascuna sorgente dà alla portata emissiva totale della discarica, in funzione del tempo.

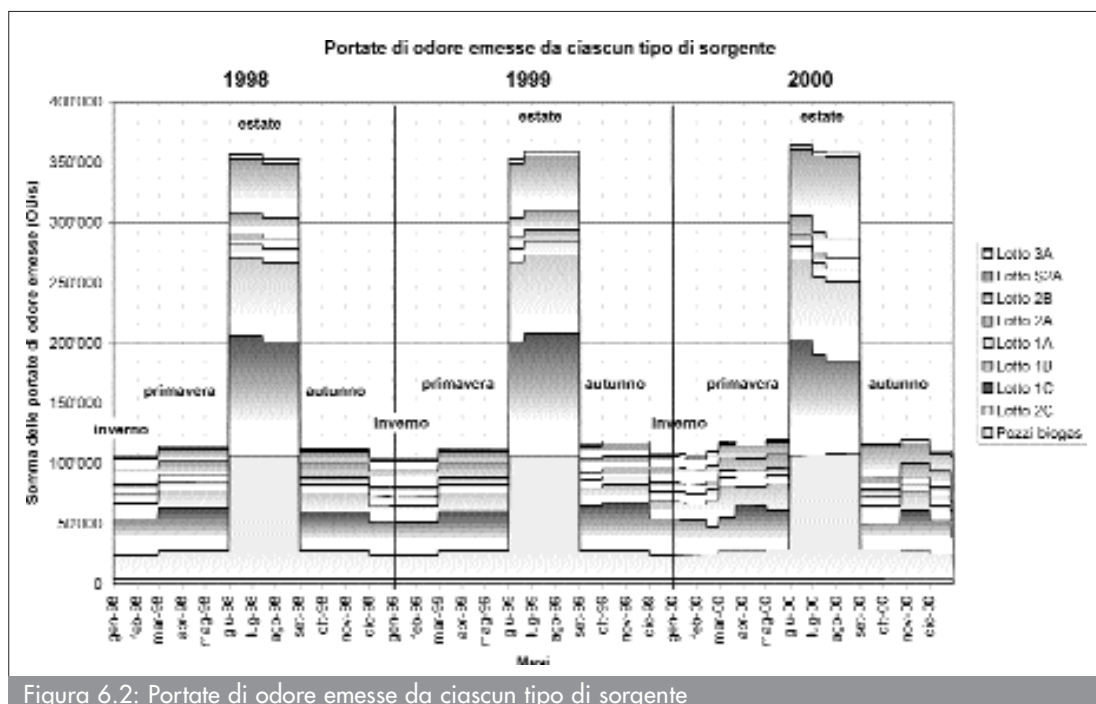


Figura 6.2: Portate di odore emesse da ciascun tipo di sorgente



Si possono notare in particolare:

- a) il ruolo marginale giocato dall'emissione di biogas dai pozzi di captazione;
- b) il forte incremento delle emissioni che si registra in corrispondenza dei mesi estivi, dovuto quasi per intero all'aumento delle emissioni dai lotti in coltivazione, a sua volta legato alla molto maggiore portata emissiva specifica del rifiuto parzialmente o totalmente coperto in estate rispetto alle altre stagioni;
- c) la limpida ciclicità annuale delle emissioni: la portata relativa di odore dei singoli lotti muta nel tempo (perché nel tempo cambia la ripartizione sui lotti del rifiuto fresco conferito), mentre la portata totale di odore si ripresenta circa uguale ogni 12 mesi (perché la massa totale di rifiuti conferiti alla discarica è circa costante).

### 6.2.3 Schema emissivo

Sorgenti superficiali diffuse quali le discariche possono essere rappresentate nel modello di dispersione come areali o volumetriche. Nel primo caso si dovrebbe introdurre in esso il contorno quadrilatero della sorgente e la sua SOER (velocità di emissione di odore) che qui non interessa dettagliare; nel secondo invece si dovrebbe sovrapporre alla sorgente una griglia di punti (le sorgenti volumetriche, appunto) e distribuire su questi la sua OER, in modo non necessariamente uniforme. Al caso in esame, è parso più adatto il secondo approccio, per le ragioni di seguito elencate.

- 1) Il modello di dispersione CALPUFF (la descrizione dei modelli matematici è riportata in appendice 2) da noi impiegato offre delle procedure che permettono di considerare emissioni variabili nel tempo per qualunque tipo di sorgente (puntuale, areale, volumetrica), ma la procedura relativa alle sorgenti areali è stata orientata dai programmatori per essere adatta ad emissioni fortemente ascensionali ad effetto della loro alta temperatura, in particolare agli incendi boschivi, e la sua applicazione al nostro caso avrebbe esiti dubbi.
- 2) La modellizzazione delle emissioni dai lotti di discarica mediante le sorgenti areali consente una stima molto più accurata delle concentrazioni di odore nelle immediate vicinanze della sorgente, ma le stime prodotte dai due metodi convergono per distanze superiori a circa tre volte il passo della griglia di sorgenti volumetriche. Nel nostro caso, il nucleo residenziale più prossimo alla discarica, il Villaretto (a nord del lotto 1C), si trova già oltre questo raggio critico.

La griglia è costituita da 11x5 sorgenti volumetriche; le sue maglie hanno un passo di 130 m lungo X e di 150 m lungo Y; il vertice di sudovest è stato posizionato nel punto di coordinate 1°39'57"00,4°9'97"400. Per ciascun lotto, la OER (pari alla somma della OER superficiale e della OER dei pozzi biogas emergenti da quel lotto) è stata uniformemente suddivisa fra le sorgenti volumetriche che cadono entro i suoi confini.

La quota di ciascuna sorgente è stata dedotta dalle planimetrie messe a disposizione dalla discarica.

Poiché la temperatura dei campioni di aria odorigena misurata al momento del prelievo è risultata essere al più di 20÷30 °C superiore a quella dell'aria ambiente, l'innalzamento delle emissioni ad opera della spinta di galleggiamento (e quindi del gradiente di densità) è assai modesto. Il coefficiente di dispersione verticale iniziale ( $s_{20}$ ) è stato dunque posto uguale a 1 m.

## 6.3 Modello micrometeorologico

### 6.3.1 Dati meteorologici in ingresso

Nel presente studio sono stati impiegati i dati meteorologici raccolti dalla stazione dell'im-

pianto posta sulla sommità della Vecchia Discarica Basse di Stura. Essi sono relativi al periodo dal 01/01/1998 al 31/12/2000, presentano scansione di registrazione oraria e comprendono i seguenti campi:

- 1) velocità media oraria del vento ( $m\ s^{-1}$ ) (a 10 m dal suolo);
- 2) direzione oraria risultante di provenienza del vento (gradi sessagesimali) (a 10 m);
- 3) temperatura media oraria dell'aria ( $^{\circ}C$ ) (a 2 m);
- 4) radianza solare netta media oraria ( $W\ m^{-2}$ );
- 5) precipitazione oraria ( $mm\ h^{-1}$ );
- 6) umidità relativa media oraria (%);
- 7) pressione barometrica (hPa) (a 2 m).

A causa della presenza di ampie lacune nei dati di partenza, è stato necessario definire una procedura rigorosa che le colmasse, per le ragioni che seguono.

- 1) Le variabili micrometeorologiche sono funzioni della radianza solare netta, della temperatura e della velocità del vento: l'assenza di uno solo di questi dati obbliga a eliminare l'intera ora dalla simulazione.
- 2) L'altezza di mescolamento diurna, calcolata dal modello micrometeorologico, dipende dai dati delle ore antecedenti dello stesso giorno; dunque l'assenza di uno solo dei tre dati indicati al punto (1) per una sola ora del giorno obbliga ad eliminare l'intera giornata dalla simulazione.
- 3) La circostanza che molte lacune si concentrassero curiosamente nei mesi invernali ed estivi avrebbe portato, se i giorni con lacune fossero stati banalmente eliminati dalla simulazione, ad una sovrastima dell'incidenza delle condizioni meteorologiche primaverili e autunnali sull'impatto delle emissioni di odore della discarica.

Si è proceduto distintamente a seconda che i valori mancanti appartenessero al campo della radianza netta o agli altri.

#### 1) Vacanze della radianza netta

- a) di durata  $\leq 2$  ore contigue: sono state chiuse interpolando linearmente dal primo dato valido precedente al primo dato valido successivo;
- b) di durata  $> 2$  ore contigue: sono state occupate (unitamente ai dati di tutte le ore precedenti e seguenti fino alle più prossime aventi radianza netta valida e negativa, cioè notturna) dai corrispondenti valori allo stesso giorno e alla stessa ora estratti dall'anno seguente (se validi) o precedente<sup>2</sup>; anche tutti gli altri campi (eccetto la direzione del vento, se valida) delle medesime ore sono stati sostituiti analogamente. Poiché i dati di alcune ore mancavano negli stessi giorni dell'anno in tutti i tre anni, nei loro campi sono stati copiati i dati del giorno precedente o seguente.

#### 2) Vacanze degli altri campi

- a) di durata  $\leq 4$  ore contigue: sono state completate interpolando come sopra;
- b) di durata  $> 4$  ore contigue: sono state corrette ricopiandovi i corrispondenti dati del giorno precedente alla stessa ora.

Vista la delicatezza e la mole del lavoro (7 campi per 26'304 ore), esso è stato completamente automatizzato.

<sup>2</sup> Poiché la procedura scorre, verifica ed eventualmente completa i dati in ordine di tempo crescente, tutti i dati precedenti al dato di volta in volta in esame sono validi.

### 6.3.2 Calcolo delle variabili micrometeorologiche di turbolenza

La caratterizzazione della turbolenza atmosferica mediante le classi di stabilità di Pasquill-Gifford-Turner (PGT), benché ad essa siano da riconoscere ampi meriti storici, oggi non solo appare un poco obsoleta, ma viene riconosciuta come del tutto inadeguata a descrivere la turbolenza atmosferica nell'area della Val Padana, perché qui la larghissima frequenza dei venti con velocità compresa fra 0.5 e 1.5 m s<sup>-1</sup> (cioè appartenenti alla prima classe PGT di velocità del vento) porta non solo ad una pesante sovrastima della frequenza delle condizioni neutre di turbolenza (classe D), ma soprattutto a considerare la turbolenza quasi indipendente dalla velocità del vento, e proporzionale invece alla sola insolazione.

È giocoforza rivolgersi allora alla caratterizzazione della turbolenza dello strato limite atmosferico mediante i parametri micrometeorologici: il flusso di calore sensibile superficiale ( $Q_h$ ), la velocità d'attrito ( $u_*$ ), la lunghezza di Monin-Obukhov ( $L_{MO}$ ) e la velocità di scala convettiva ( $w_*$ ).

Questi parametri sono stati calcolati secondo due metodi:

- a) per condizioni atmosferiche stabili ( $L_{MO} > 0$ , strato limite a struttura stratificata, turbolenza di prevalente origine meccanica) seguendo il metodo adottato da CALMET e derivato dagli studi di Weil e Brower (1983);
- b) per condizioni atmosferiche instabili ( $L_{MO} < 0$ , turbolenza di prevalente origine convettiva) tramite un algoritmo di nostra progettazione, nato dal confronto fra i metodi di CALMET, di ADMS e di FMI, tutti quanti basati a loro volta sul modello di Holtslag e van Ulden (1983 e 1985), fondato sul bilancio dei flussi termici. Il nostro algoritmo è particolarmente orientato a trattare le condizioni atmosferiche caratterizzate da venti deboli in strutture dello strato limite sia stabili che convettive.

Il calcolo dell'altezza di mescolamento è il medesimo offerto da CALMET. Il limite minimo consentito a questa variabile è stato impostato a 50 m, come suggerito in Lena e Desiato (1999).

### 6.3.3 Risultati

#### 6.3.3.1 Premessa

Ora si cercherà di mettere in luce quali siano le caratteristiche meteorologiche salienti dell'area considerata nel periodo di simulazione. Si vuole evidenziare quanto ampie siano le variazioni dei parametri meteorologici e micrometeorologici con le ore e le stagioni, quanto efficace sia l'organizzazione in grafici di queste grandi masse di dati, e soprattutto come da questi grafici si possa qualitativamente dedurre la "capacità dispersiva" di un dato sito geografico in funzione dell'ora del giorno e della stagione, ancor prima di conoscere l'emissione e di adottare un modello di dispersione.

Affinché si evitino equivoci, è opportuno sottolineare che nel modello di dispersione noi abbiamo introdotto tutte le 26'304 ore di simulazione; i grafici che ora verranno presentati ne sono solo una organizzazione statistica, e non li possono sostituire.

#### 6.3.3.2 Rose dei venti

In figura 6.3 è mostrata la rosa dei vettori di direzione del vento relativa all'intero periodo di simulazione. Sulla coordinata angolare si leggono le direzioni (in senso orario a partire da nord) verso le quali il vento è spirato durante il periodo di simulazione, raccolte in sei classi di velocità. Lungo la coordinata radiale si legge la frequenza percentuale delle ore durante le quali il vento è soffiato verso quella direzione con quella velocità.

Gli angoli compresi fra 80° e 220° hanno una frequenza complessiva del 71.9%.

La distribuzione delle velocità su tutte le direzioni è mostrata in tabella 7.2.

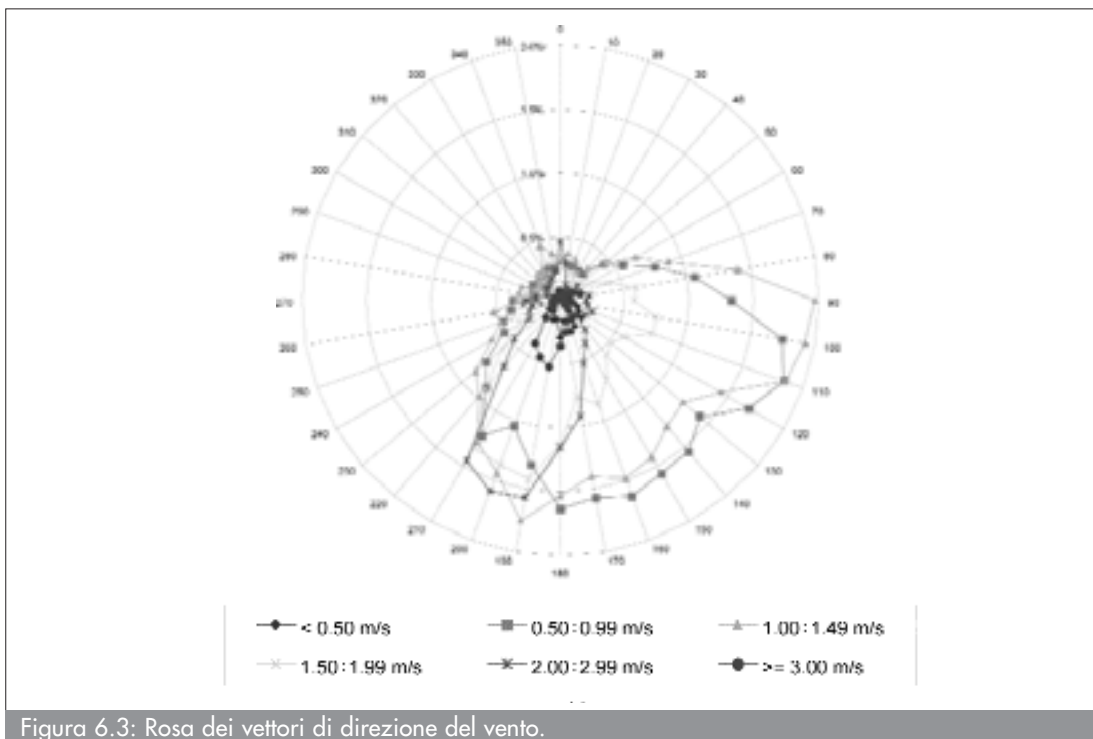
Tabella 7.2: Distribuzione della velocità

Classi di velocità (m s <sup>-1</sup> )	Frequenza (%)
< 0.50	2.9
0.50÷0.99	28.9
1.00÷1.49	31.3
1.50÷1.99	18.6
2.00÷2.99	14.0
≥ 3.00	4.3

Dunque per il 60.2% delle ore il vento ha una velocità compresa nelle due classi fra 0.5 e 1.5 m s<sup>-1</sup>. Queste si concentrano intorno agli angoli da 90° a 110°, ma sono comunque ben distribuite su tutto il settore da 80° a 210°. Al contrario le classi con venti più sostenuti (Δ 1.5 m s<sup>-1</sup>) hanno direzione compresa nel settore 160°÷210° nel 43.9% dei casi (16.2% sul totale), e, come vedremo, sono tipiche delle ore pomeridiane primaverili ed estive.

Nelle figure 6.4÷6.7 sono riportate le rose dei venti di ogni singola stagione. Le frequenze indicate in coordinata radiale si riferiscono alla frequenza sul totale delle ore del periodo di simulazione. In questi diagrammi le direzioni sono raggruppate secondo le ore della giornata. L'inverno presenta una distribuzione delle direzioni del vento più dispersa rispetto alle altre stagioni. È comunque riconoscibile una prevalenza degli angoli verso est nelle ore notturne e verso sud sudovest nelle ore centrali della giornata. Inoltre si nota, nella seconda metà della giornata, una pronunciata penisola verso nord.

Anche nello ore pomeridiane primaverili la direzione prevalente è sud sudovest. Invece di notte il vento tende a orientarsi verso sudest; ruota verso sud nelle prime ore mattutine.



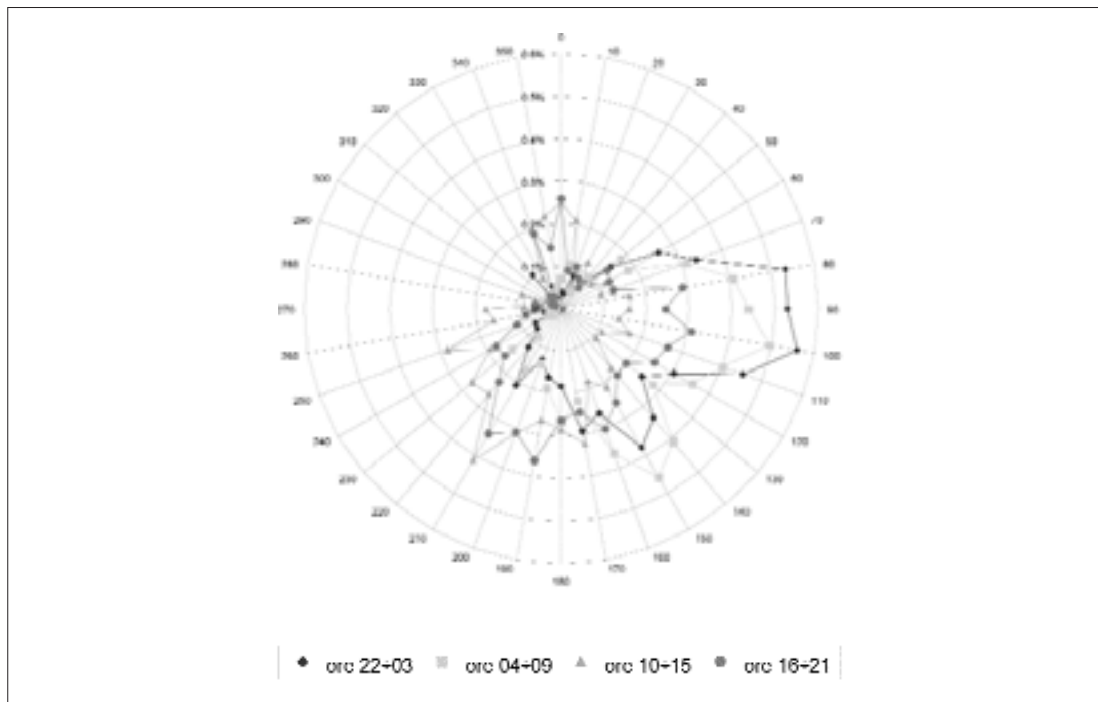


Figura 6.4: Rosa dei vettori di direzione del vento – Inverno.

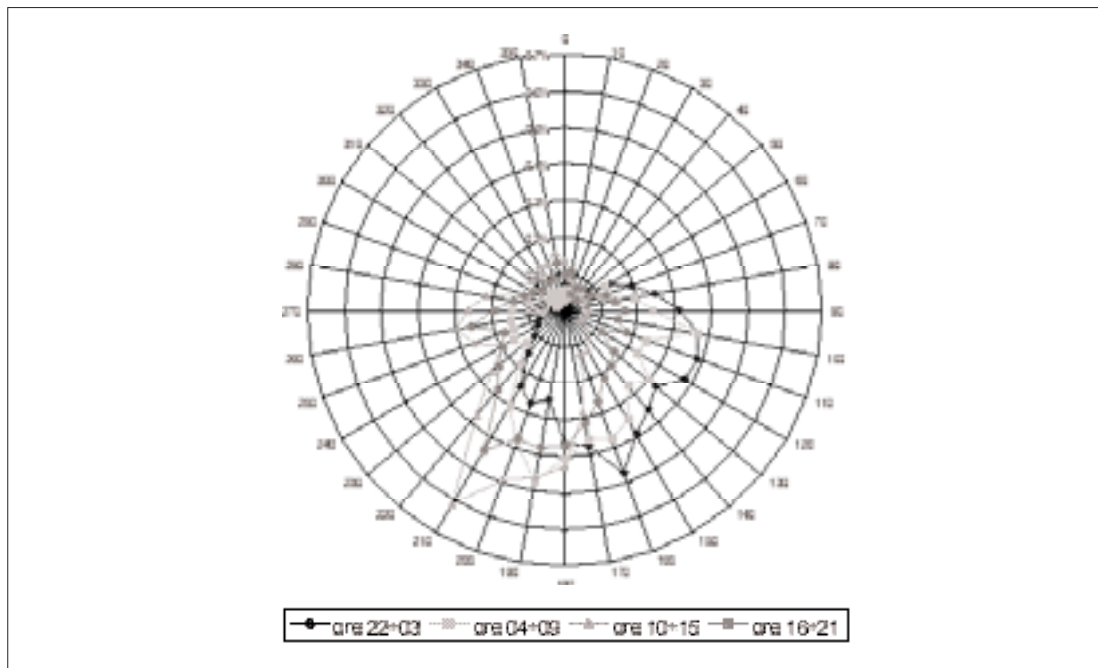


Figura 6.5: Rosa dei vettori di direzione del vento - Primavera.

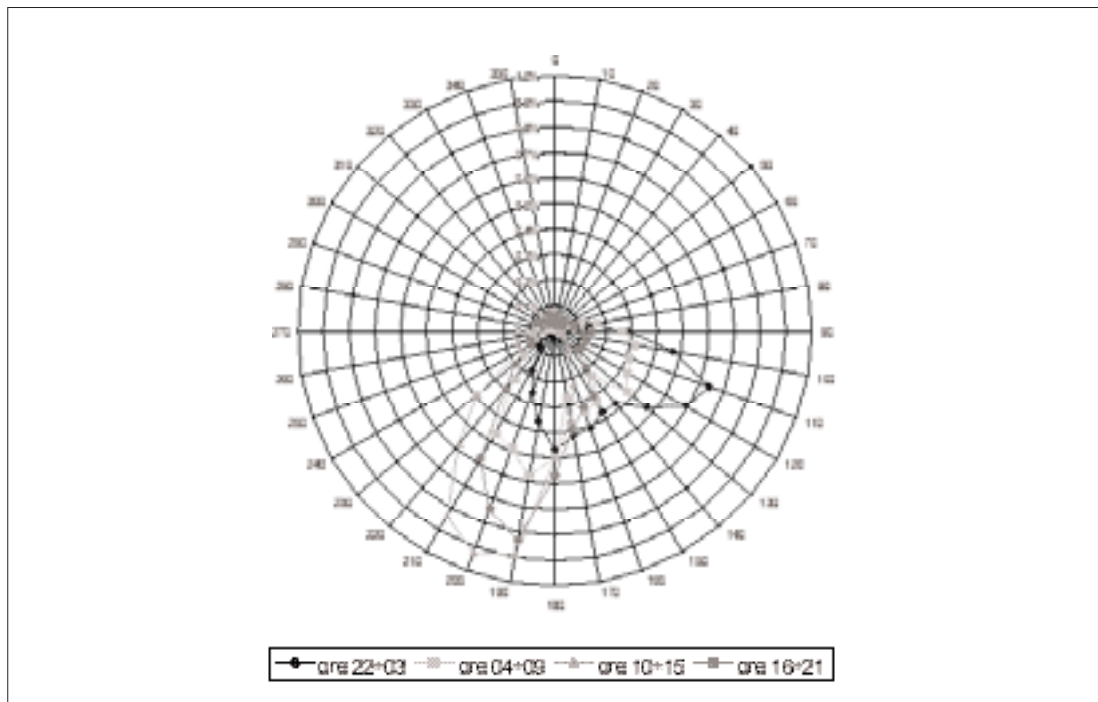


Figura 6.6: Rosa dei vettori di direzione del vento – Estate.

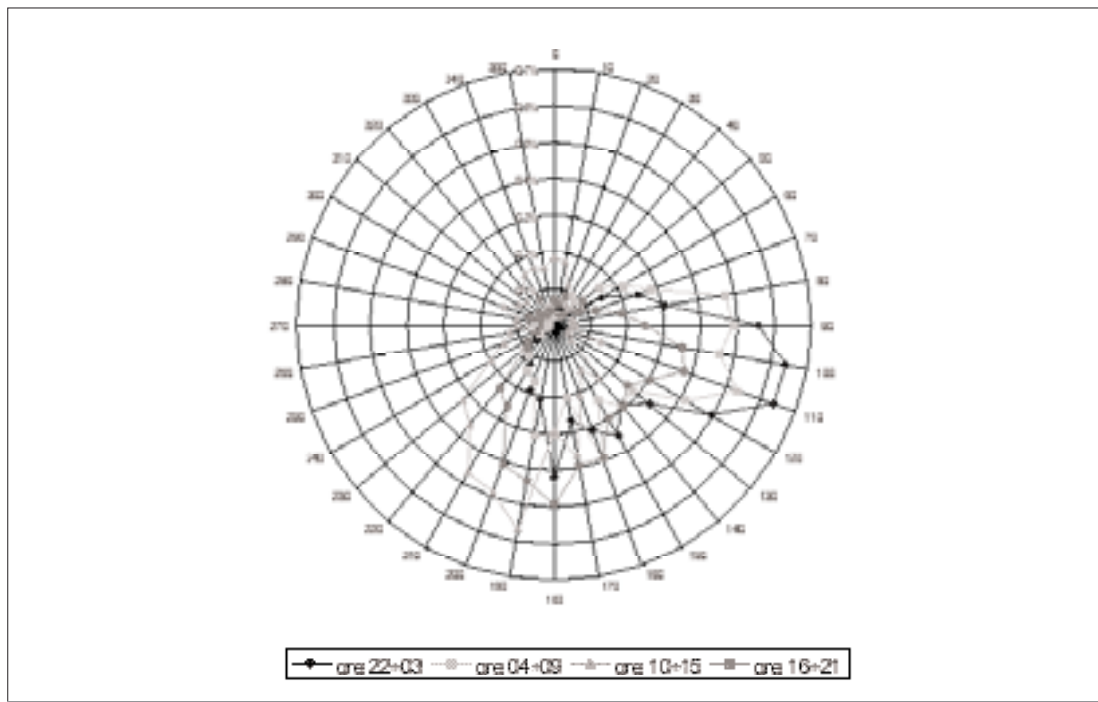


Figura 6.7: Rosa dei vettori di direzione del vento - Autunno.

D'estate è netta la distinzione fra le ore di buio, con vento che punta a est sudest, e le ore di luce, con vento largamente prevalente verso sud sudovest.

L'autunno somiglia alla primavera per le ore centrali del giorno, ed all'inverno per le altre. In sintesi, durante le ore di buio il vento spira con maggior frequenza verso est sudest; da qui compie un quarto di giro fino ad orientarsi verso sud sudovest nelle ore centrali della giornata. Tale rotazione è più rapida d'estate e d'autunno, più lenta in primavera ed inverno.

### 6.3.3.3 Struttura dello strato limite e parametri di turbolenza

Nelle figure 6.8÷6.15 sono mostrati i parametri di turbolenza e le variabili meteorologiche in funzione dell'ora del giorno e della stagione. In ascissa è l'ora del giorno: l'ora  $n$  rappresenta i 60 minuti ad essa precedenti, dal primo all'ultimo minuto dell'ora ( $n-1$ ); l'ora 0 (zero) rappresenta gli ultimi 60 minuti del giorno precedente.

Per ciascuna variabile in esame, in ordinata è diagrammata la media aritmetica dei valori di quel dato alla medesima ora della medesima stagione.

#### Velocità del vento

La velocità del vento segue andamenti qualitativamente simili fra primavera, estate e autunno:

- un plateau inferiore di notte e nelle prime ore del mattino;
- un plateau superiore nelle ore del pieno pomeriggio;
- una lunga rampa crescente da due ore dopo l'alba fino a mezzogiorno;
- una più ripida discesa nelle ore serali a cavallo del tramonto.

Le curve della primavera e dell'autunno sono quasi parallele e distanziate di  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ .

Invece d'inverno la velocità del vento, così come la sua direzione, mostra una maggiore dispersione che nelle altre stagioni, ma una escursione molto minore, contenuta entro  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ . I valori minimi fra tutte le stagioni si rilevano d'estate poco dopo l'alba, quelli massimi nelle ore meridiane primaverili. La primavera è senz'altro la stagione più ventosa; come vedremo, lo spirare di venti abbastanza sostenuti anche di notte in questa stagione ha un effetto benefico sulla dispersione degli odori. Un discorso opposto vale naturalmente per i venti deboli propri delle notti d'estate.

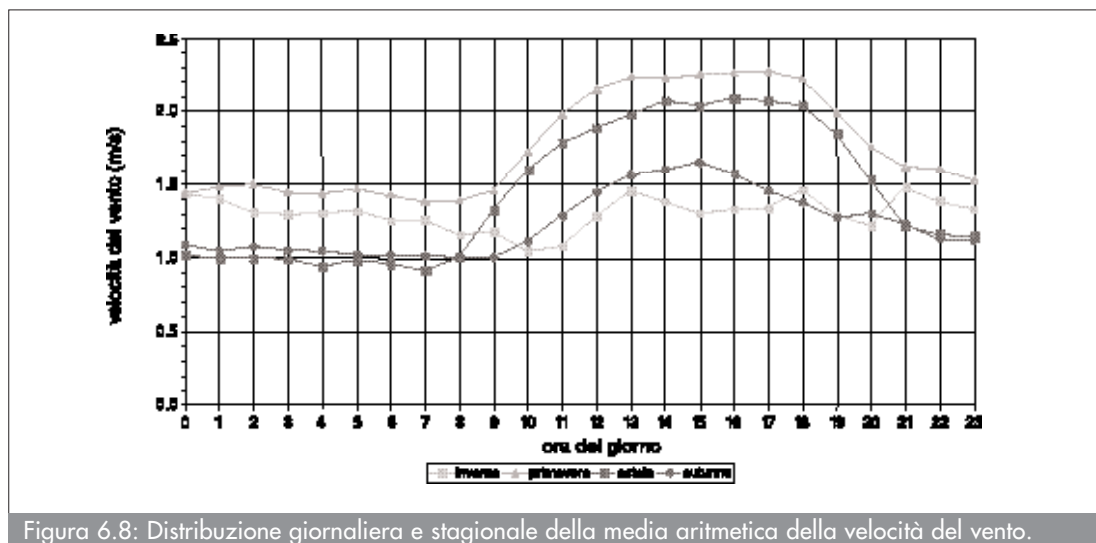


Figura 6.8: Distribuzione giornaliera e stagionale della media aritmetica della velocità del vento.

#### Radianza solare e flusso di calore sensibile

L'andamento della radianza solare netta (fig. 6.10) è eloquente da sé e del tutto in linea con l'esperienza comune.

Il flusso di calore sensibile superficiale ( $Q_h$ , fig. 6.11) è positivo nelle ore diurne (quando il suolo cede all'aria sovrastante una parte dell'energia ricevuta dai raggi solari), negativo in quelle notturne (quando il suolo è più freddo dell'aria). Esso dipende dalla radianza solare netta, dalla temperatura dell'aria e dalla velocità d'attrito ( $u$ ). Incrementi di queste tre variabili producono rispettivamente variazioni positive, negative e negative su  $Q_h$ . Poiché la primavera e l'estate hanno valori diurni di  $u$  molto simili (fig. 6.12), il riavvicinamento che per queste stagioni si evidenzia per  $Q_h$  rispetto alla radianza netta (fig. 6.10) è da attribuire quasi per intero al divario di circa  $8 \text{ }^\circ\text{C}$  che separa le curve delle temperature in queste due stagioni (fig. 6.9). Per l'autunno e l'inverno si possono ripetere quasi le stesse osservazioni.

Il  $Q_h$  notturno invece dipende in modo predominante da  $u$ , come confermato dalle medesime figure.

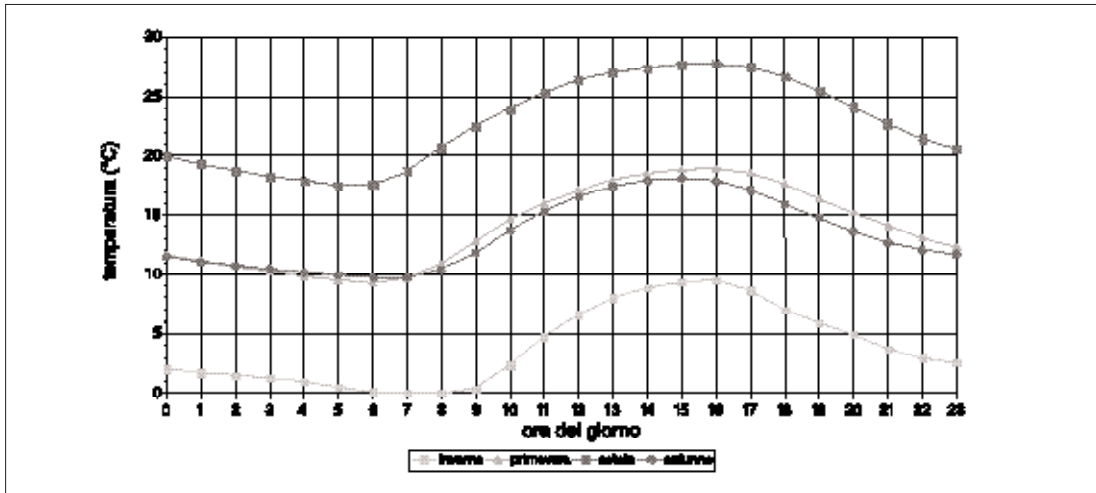


Figura 6.9: Distribuzione giornaliera e stagionale della media aritmetica della temperatura dell'aria.

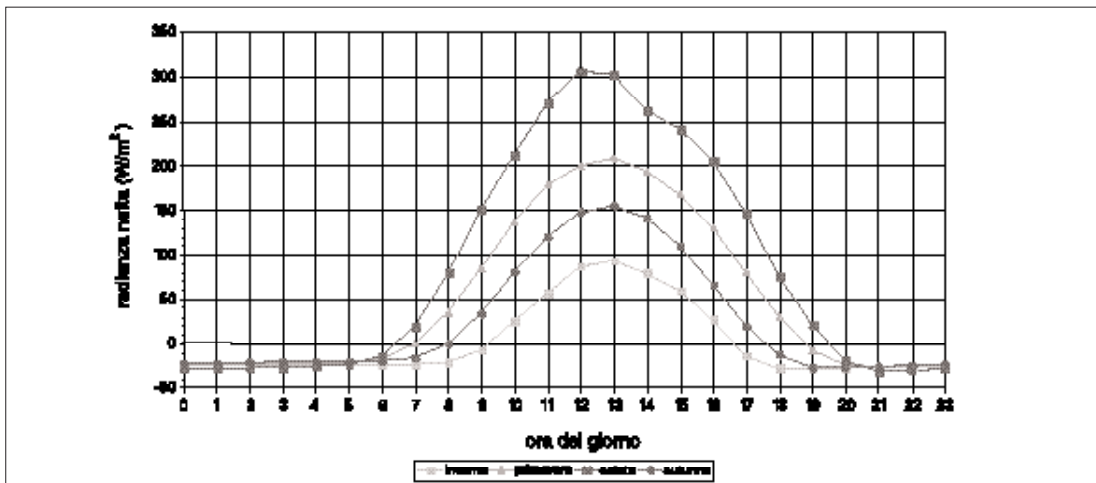


Figura 6.10: Distribuzione giornaliera e stagionale della media aritmetica della radianza solare netta.

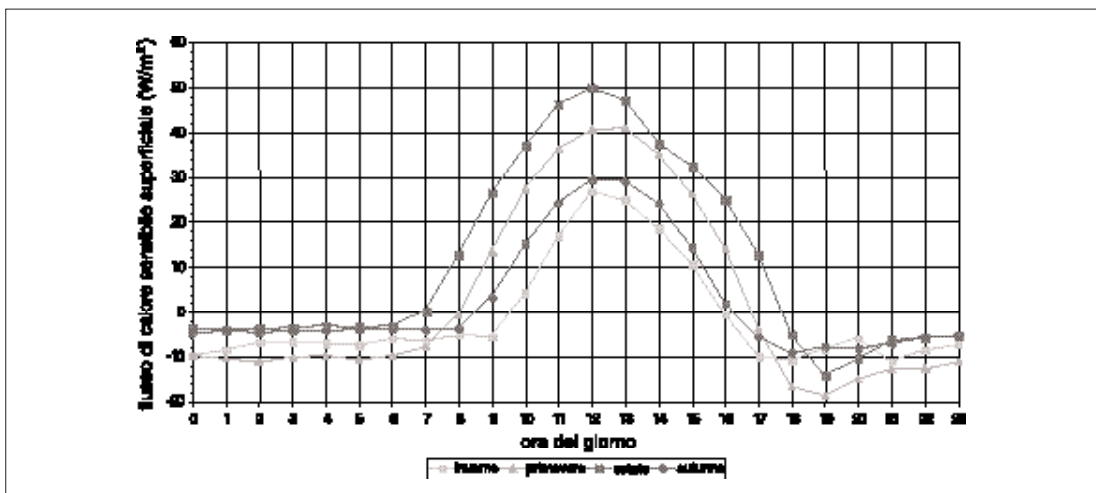


Figura 6.11: Distribuzione giornaliera e stagionale della media aritmetica del flusso di calore sensibile superficiale.



### Velocità d'attrito

Di notte l'andamento della velocità d'attrito ( $u$ , fig. 6.12) ricalca quello della velocità del vento. Infatti poiché il gradiente termico subadiabatico fra suolo e aria (di cui il segno negativo di  $Q_h$  rende conto) si oppone ai moti verticali dell'aria, nella produzione di turbolenza dello strato limite atmosferico domina il termine meccanico, legato agli sforzi di taglio del vento.

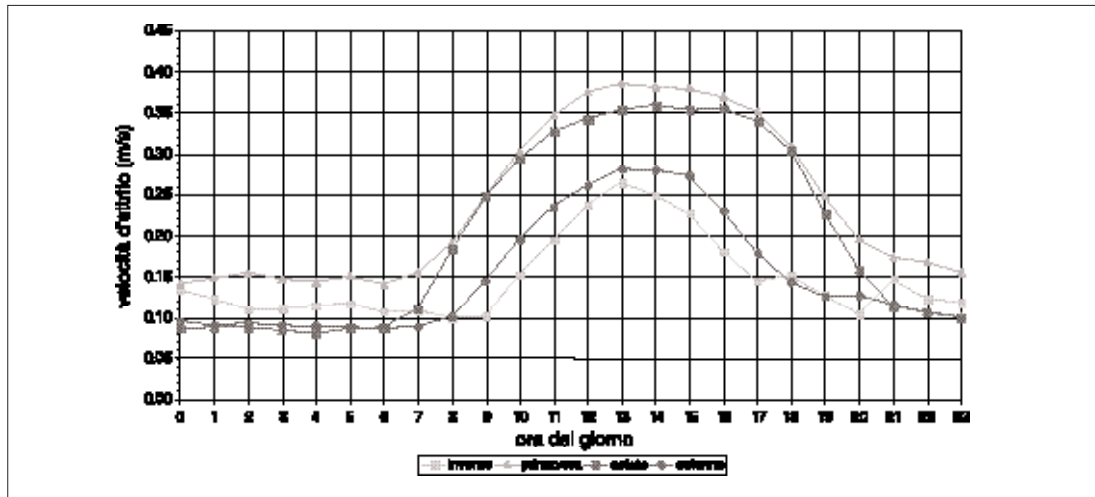


Figura 6.12: Distribuzione giornaliera e stagionale della media aritmetica della velocità d'attrito.

Nel di invece, il rapporto fra la velocità del vento e  $u$  decresce al crescere dell'instabilità atmosferica (cioè passando da valori sempre più negativi a valori sempre più positivi del reciproco della lunghezza di Monin-Obukhov, fig. 6.13). Effetti marcati di questa dipendenza sono i valori alti di  $u$ , rispetto ai corrispondenti valori della velocità del vento, alle ore 8 d'estate e dalle ore 11 alle 16 d'inverno.

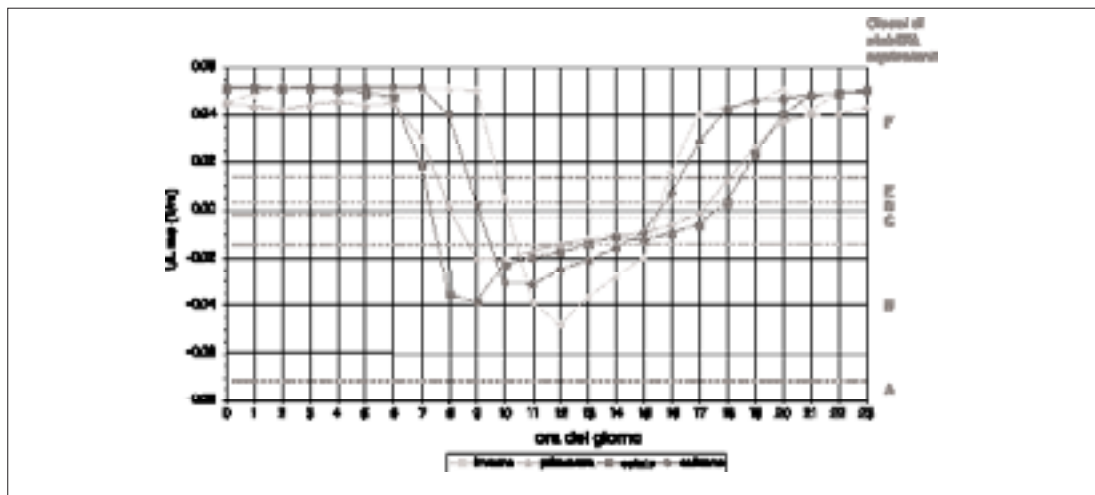


Figura 6.13: Distribuzione giornaliera e stagionale della media aritmetica del reciproco della Lunghezza di Monin-Obukhov.

### Reciproco della lunghezza di Monin-Obukhov

La lunghezza di Monin-Obukhov pesa il rapporto fra la produzione meccanica e quelle convettiva della turbolenza nello strato limite atmosferico. Essa è definita come:

$$L_{MO} = -\frac{\rho \cdot c_p \cdot T \cdot (u_*)^2}{k \cdot g \cdot Q_h}$$

dove  $r$ ,  $c_p$  e  $T$  sono la densità, il calore specifico e la temperatura dell'aria,  $g$  è l'accelerazione gravitazionale e  $k$  è la costante di von Karman. Poiché  $L_{MO}$  diverge in condizioni neutre ( $Q_h \gg 0$ ), di solito se ne considera il reciproco.

Dalla fig. 6.13 si evince come in primavera, estate ed autunno, la turbolenza sia di prevalente origine convettiva un paio d'ore dopo l'alba, quando la velocità d'attrito è ancora bassa ma la radianza solare ha già cominciato a scaldare il suolo ( $Q_h$  nettamente positivo); poi, al crescere di  $u$ , nella tarda mattinata (per effetto dello spirare del vento) la produzione meccanica della turbolenza acquista importanza.

Invece nelle stagioni invernali, caratterizzate da venti deboli durante l'arco di tutta la giornata, l'apporto della produzione meccanica alla turbolenza è sempre scarso, e quindi gli andamenti di  $u$  e del reciproco di  $L_{MO}$  seguono da vicino quello della radianza solare.

Si vuole puntualizzare che la parametrizzazione della turbolenza mediante le classi di stabilità PGT avrebbe suggerito per la  $L_{MO}$  andamenti simili a quelli dell'inverno per tutte quante le stagioni, perché quella parametrizzazione è insensibile alle variazioni della velocità del vento sotto i  $2 \text{ m s}^{-1}$ .

### Altezza di mescolamento

Le curve dell'altezza di mescolamento (MH, fig. 6.14) mostrano il profilo consueto. Si nota comunque come nelle ore diurne i profili estivo e primaverile siano più ravvicinati di quanto i rispettivi andamenti di  $Q_h$  (fig. 6.11) possano far supporre. Infatti d'estate la temperatura dell'aria allo strato di inversione termica in quota (se ipotizzata proporzionale a quella al suolo) è maggiore di quella primaverile, e questo deprime lo sviluppo verso l'alto dello strato limite. Dal momento che di notte MH cresce con  $u$ , lo strato limite primaverile è esteso quasi due volte quanto sia nelle altre stagioni; semplificando, si può dire che questo permetta alle emissioni notturne di odore in primavera di diluirsi in un volume d'aria doppio rispetto a quello disponibile nei più sottili strati limite delle altre stagioni.

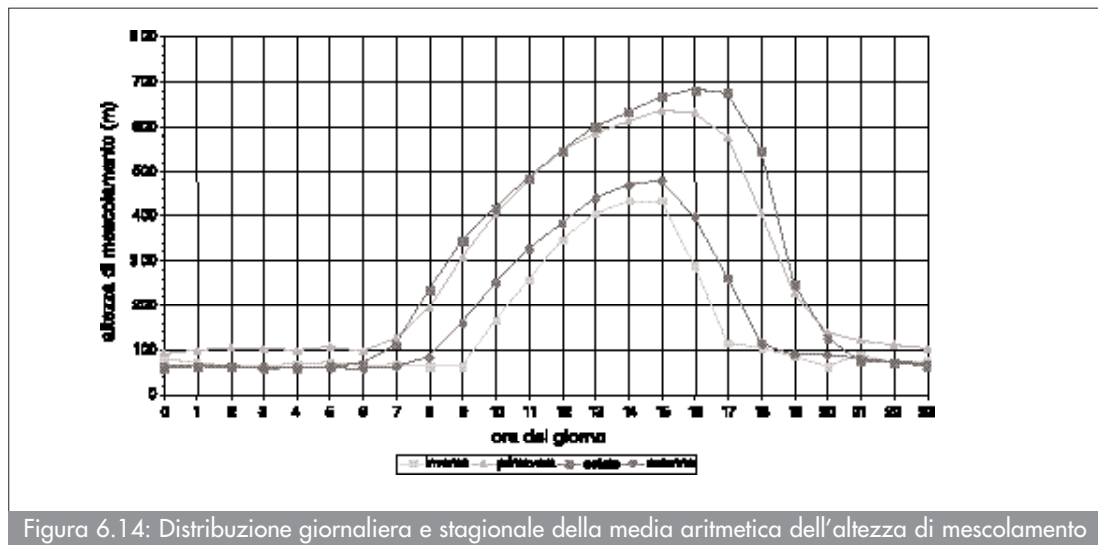


Figura 6.14: Distribuzione giornaliera e stagionale della media aritmetica dell'altezza di mescolamento

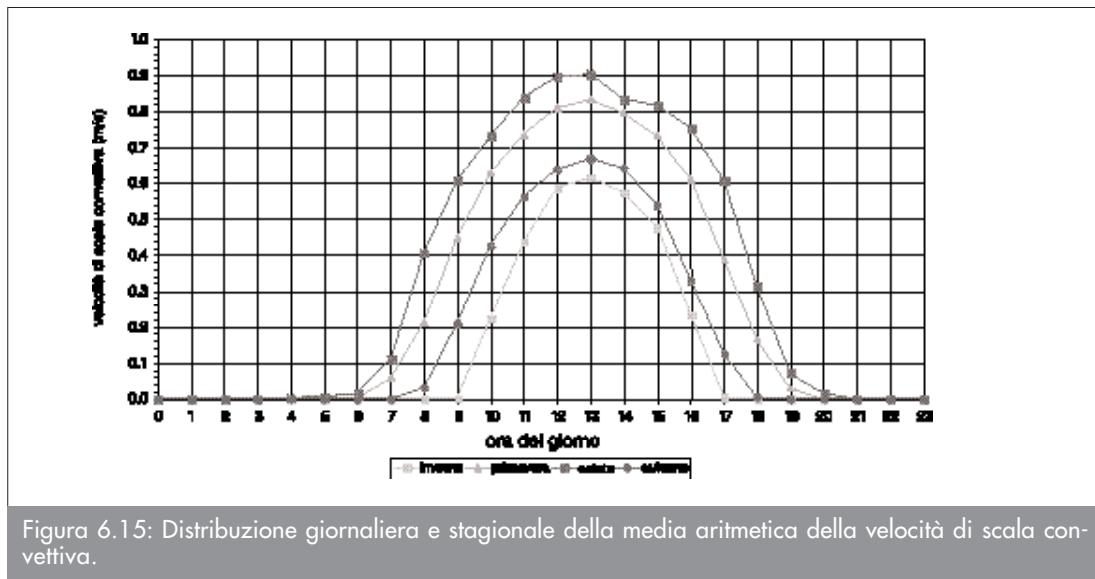


Figura 6.15: Distribuzione giornaliera e stagionale della media aritmetica della velocità di scala convettiva.

Velocità di scala convettiva

La velocità di scala convettiva ( $w_c$ , fig. 15) è definita, nelle sole ore in cui è  $Q_h > 0$ , come:

$$w_c = \left( \frac{g \cdot Q_h \cdot MH}{T \cdot \rho \cdot c_p} \right)^{\frac{1}{2}}$$

L'andamento a campana è simile a quello di  $Q_h$ . L'effetto positivo che su  $w_c$  avrebbe il protrarsi di estese MH nel tardo pomeriggio è ridotto dal simultaneo effetto opposto della temperatura dell'aria.

6.3.4 Conclusioni

Da quanto precede si può già prevedere, ipotizzando delle emissioni di odore sempre costanti nel tempo, quali siano le aree circostanti alla discarica su cui l'impatto di queste emissioni sia maggiore e quali le ore del giorno e le stagioni meno favorevoli alla dispersione degli odori.

- La zona ad est della discarica sarà la più critica, perché investita dalle immissioni della discarica nelle ore notturne, durante le quali i coefficienti di dispersione (proporzionali a  $u_c$  e  $w_c$ ) sono minimi e MH è bassa. In particolare le notti estive sono le più sfavorevoli.
- La zona a sud e sud sudovest riceverà le immissioni nelle ore centrali e pomeridiane. In questa direzione sono i mesi autunnali che (sempre a parità di emissioni) meno efficacemente disperdono gli odori, per effetto della bassa velocità del vento e della modesta turbolenza di origine convettiva.

Le aree a nord e a ovest risentiranno molto meno delle altre delle immissioni di odore della discarica. Solo nelle ore centrali e pomeridiane invernali e autunnali la zona a nord potrà esserne parzialmente investita.

6.4 Modello di dispersione

6.4.1 Descrizione del modello di dispersione

Per il calcolo della dispersione delle emissioni di odore è stato impiegato il programma CAL-

PUFF, realizzato dalla Earth Tech Inc. per conto del California Air Resources Board (CARB) e del U.S. Environmental Protection Agency (US EPA).

Elenchiamo di seguito alcune delle qualità salienti di CALPUFF, soprattutto in relazione alle peculiarità del caso in esame.

L'algoritmo principale di CALPUFF implementa un modello di dispersione non stazionario a puff gaussiano che, a differenza dei più noti modelli a pennacchio gaussiano (Gaussian plume models), permette la trattazione rigorosa ed esplicita anche dei periodi nei quali il vento è debole o assente.

Alle sorgenti possono essere assegnate emissioni variabili nel tempo, ora dopo ora.

I coefficienti di dispersione vengono calcolati dai parametri di turbolenza ( $u$ ,  $w$ ,  $L_{MO}$ ), anziché dalle classi di stabilità PGT. Vale a dire che la turbolenza è descritta da funzioni continue anziché discrete.

Durante i periodi in cui lo strato limite ha struttura convettiva, la distribuzione delle concentrazioni all'interno di ogni singolo puff è gaussiana sui piani orizzontali, ma non sui piani verticali, cioè tiene conto della asimmetria della funzione di distribuzione di probabilità delle velocità verticali.

#### 6.4.2 Valutazione degli effetti delle uttuazioni

Tutti i modelli di dispersione euleriani calcolano le concentrazioni al suolo come medie su un prefissato intervallo di tempo; per la gran parte di essi, fra cui anche CALPUFF, esso è pari a un'ora. Ma perché un odore dia molestia è sufficiente che la sua concentrazione superi la soglia di percezione anche solo per pochi secondi: il tempo di un respiro.

Nell'atmosfera le concentrazioni subiscono delle fluttuazioni a seguito di due fenomeni.

- Il *meandering*. Esso è originato dai vortici di grande scale (di prevalente origine convettiva), i cui effetti tendono ad esaurirsi a breve distanza dalla sorgente, nel cosiddetto near-field. Nel caso delle emissioni passive da una sorgente al suolo e diffusa, quale una discarica, il meandering in direzione orizzontale è trascurabile, mentre quello in direzione verticale è esplicitamente descritto da CALPUFF mediante la distribuzione non gaussiana lungo la verticale.
- Le *in-plume uctuations*. Esse sono originate dalla turbolenza di piccola scala e persistono anche nel far-field. La loro intensità, espressa come rapporto fra la deviazione standard delle concentrazioni al suolo e la concentrazione media oraria, viene stimata per questo caso nell'intervallo 0.4,0.5. L'effetto di queste fluttuazioni sulle concentrazioni medie orarie (*mean concentrations*) calcolate da CALPUFF viene reso moltiplicando queste per un coefficiente (*peak-to-mean ratio*) che dipende dall'intensità delle fluttuazioni. Definita dunque la concentrazione di picco (*peak concentration*) come quella concentrazione che in un'ora viene oltrepassata con una probabilità di  $10^{-3}$  (cioè per 3.6 secondi, la durata di un respiro), possiamo assegnare al *peak-to-mean ratio* un valore nell'intervallo 2.3,2.5. Noi abbiamo assunto 2.5.

#### 6.4.3 Criteri di rappresentazione dei risultati

In Italia non è stata ancora emanata una norma che quantifichi quali siano i limiti di soglia di odore che non devono essere superati al di fuori dei confini di una discarica. Si è dunque scelto di attenersi alle disposizioni della normativa tedesca in materia, contenute nella "Direttiva sulle emissioni di odore" (GIRL, Geruchsimmissions-Richtlinie). Essa fissa che la frequenza massima di odore chiaramente percepibile sia di 0.10 nelle aree residenziali e miste e di 0.15 nelle aree commerciali e industriali. In altre parole, l'odore emesso da una sorgente non deve causare, presso un'area residenziale, concentrazioni di odore superiori alla soglia di percezione ( $1 \text{ OU}/\text{m}^3$ ) per più del 10% delle ore in un anno. Poiché a valle del computo delle concentrazioni medie orarie qui si è applicato il coefficiente (pari a 2.5) che calcola le concentrazioni di picco, la frequenza di percezione di odore rappresenta la frazione di ore durante le quali la soglia di percezione ( $1 \text{ UO}/\text{m}^3$ ) viene superata per almeno 3.6 secondi.

È sembrato utile rappresentare anche le frequenze di superamento della soglia di 2 UO/m<sup>3</sup>, secondo gli *odour performance criteria* imposti dall'Autorità Ambientale di Sydney (NSW-EPA).

#### 6.4.4 Analisi dei dati

Dall'analisi dei dati ottenuti è stato possibile evidenziare quanto segue:

- l'emissione di odore estiva, molto maggiore che negli altri mesi (fig. 6.1), disegna curve di isofrequenza molto ampie: in una vasta porzione settentrionale della Città di Torino l'odore giungerebbe in questi mesi con una frequenza superiore al 10%;
- sul Villaggio Falchera le frequenze di superamento sono alte soprattutto in autunno e inverno, perché durante queste stagioni il vento spira verso est (70°, 110°) per un numero di ore circa doppio che nelle altre stagioni;
- sull'area torinese a nord di Corso Grosseto le frequenze di superamento sono particolarmente prominenti in estate e in autunno: nel primo caso a causa della forte emissione proveniente dalla discarica; nel secondo per effetto della minore produzione di turbolenza convettiva rispetto alla primavera e della maggiore insistenza del vento in quella direzione rispetto all'inverno;
- medesime stagioni, ma di anni differenti non danno le medesime mappe. Allora, senza nulla togliere all'utilità dell'analisi svolta al paragrafo 4.3, rimane estremamente interessante ed eloquente l'analisi che CALPUFF permette di avviare su qualunque sottointervallo del periodo totale di simulazione. Essa in generale si rivela fondamentale nell'individuare eventuali strategie di risanamento; ad esempio, suggerendo in quali periodi dell'anno e della giornata una riduzione delle emissioni porti il massimo beneficio sulla qualità dell'aria.

#### 6.5 Risultati

Il presente studio ha voluto mostrare come, affiancando un modello di dispersione atmosferica all'analisi olfattometrica effettuata sull'aria osmogena emessa dalla discarica, si possa quantificare in modo oggettivo l'impatto prodotto dalle emissioni di odore provenienti dalla discarica considerata presso le aree residenziali e industriali intorno ad essa.

L'assenza di normative di riferimento in materia e la discordanza fra quelle analoghe di altre Nazioni impedisce d'altra parte una lettura univoca dei risultati. Più in particolare, l'area della Città di Torino a Nord di via Grosseto e il Villaggio Falchera sarebbero da giudicarsi soggetti o meno a molestia olfattiva a seconda che si indichi come soglia limite di odore quella di 1 O.U. m<sup>-3</sup> o quella di 2 O.U. m<sup>-3</sup>. Naturalmente anche la scelta della massima frequenza di superamento di detta soglia è determinante sulla valutazione dei risultati numerici del presente studio. A prescindere da quanto ora osservato, il lavoro svolto suggerisce la necessità di approfondire l'analisi delle emissioni dalla discarica nei mesi estivi, al fine di chiarire se le alte concentrazioni di odore misurate durante il campionamento del 12/06/2001 per il rifiuto parzialmente ricoperto e per quello totalmente ricoperto fossero rappresentative di uno stato perdurante, oppure soltanto occasionali.

Più in generale, poi, emerge l'opportunità di conoscere l'evoluzione quotidiana, oltreché stagionale, delle emissioni dalla discarica: infatti vi è motivo di credere che esse risultino di note minori che nelle ore del giorno. Inoltre una serie di campionamenti sistematici eseguiti in diverse ore del giorno ed in diversi giorni dell'anno potrebbero evidenziare se le emissioni superficiali dal corpo di discarica siano correlabili alla temperatura dell'aria oppure ad altri fattori, e, nel primo caso, quale legge possa descrivere questa dipendenza.

## Bibliografia

- Best P.R., Lunney K.E., Watson C.B., Welchman S.J., Killip C.A. Statistical elements of predicting the impact of a variety of odour sources. [http://www.katestone.com.au/publications/stat\\_elements.htm](http://www.katestone.com.au/publications/stat_elements.htm).
- Cheung J.C.K., Melbourne W.H. (2000) Probability distribution of dispersion from a model plume in turbulent wind. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 87, 271-285.
- Dyster S.J., Thomson D.J., McHugh C.A., Carruthers D.J. (1999) Turbulent fluctuations and their use in estimating compliance with standards and in model evaluation. *Proc. of Rouen Conference 11-14 October 1999*, to be published in *Int. J. Environment and Pollution*.
- Earth Tech Inc. (2000) A User's Guide for the CALMET Meteorological Model.
- Earth Tech Inc. (2000) A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model.
- Holtslag A.A.M., van Ulden A. (1983) A simple scheme for daytime estimates of the surface fluxes from routine weather data. *J. Climate and Appl. Meteor.* 22, 517-529.
- Karppinen A., Joffre S.M., Vaajama P. (1997) Boundary layer parametrization for Finnish regulatory dispersion models. *International Journal of Environment and Pollution* 8, 557-564.
- Lena F., Desiato F. (1999) Intercomparison of nocturnal mixing height estimate methods for urban air pollution modelling. *Atmospheric Environment* 33, 2385-2393.
- Luhar A.K., Hibberd M.F., Borgas M.S. (2000) A skewed meandering plume model for concentration statistics in the convective boundary layer. *Atmospheric Environment* 34, 3599-3616.
- Mussio P., Gnyp A.W., Henshaw P.F. (2001) A fluctuating plume dispersion model for the prediction of odour-impact frequencies from continuous stationary sources. *Atmospheric Environment* 35, 2955-2962.
- Nieuwstadt F.T.M., Duynkerke P.G. (1996) Turbulence in the atmospheric boundary layer. *Atmospheric Research* 40, 111-142.
- NSW Environment Protection Authority (2001) Approved methods and guidance for the modelling and assessment of air pollutants in NSW. <http://www.epa.nsw.gov.au/air/amg-maap.pdf>
- NSW Environment Protection Authority (2001) Draft Policy: Assessment and Management of Odour from Stationary Sources in NSW.
- NSW Environment Protection Authority (2001) Technical Notes. Draft Policy: Assessment and Management of Odour from Stationary Sources in NSW.
- Pope R.J., Diosey P. (2000) Odor dispersion: models and methods. *Clearwaters* 30, No.2.
- Schauburger G., Piringner M., Petz E. (2000) Diurnal and annual variation of the sensation distance of odour emitted by livestock buildings calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM). *Atmospheric Environment* 34, 4839-4851.
- Thomson, D.J. (2001), ADMS 3.1 Technical Specification. The Met Input Module.

[http://www.cerc.co.uk/software/pubs/ADMS3-1TechSpec/P05\\_01.pdf](http://www.cerc.co.uk/software/pubs/ADMS3-1TechSpec/P05_01.pdf)

- van Ulden A.P., Holtslag A.A.M. (1985) Estimation of atmospheric boundary layer parameters for diffusion applications. *J. Climate and Appl. Meteor.* 24, 1196-1207.
- Venkatram A. (1996) An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme. *Atmospheric Environment* 30, 1283-1290.
- Yee E., Chan R. (1997) A simple model for the probability density function of concentration fluctuations in atmospheric plumes. *Atmospheric Environment* 31, 991-1002.





## 7. Conclusioni

Il manuale, con particolare riferimento agli impianti di gestione dei rifiuti, ha raggiunto l'obiettivo di definire organicamente la "questione odori" individuando le attuali metodologie di misura più affidabili e utilizzate anche in altri Paesi, verificando la potenzialità operativa di metodiche innovative quali il Naso Elettronico ed analizzando il quadro normativo a livello nazionale in rapporto a quanto presente in altri Paesi dell'Unione Europea.

Lo studio, pur avvalendosi delle esperienze nazionali ed internazionali, è stato supportato da un'indagine sperimentale.

Le campagne di misura effettuate, pur soffrendo il limite del vincolo numerico, hanno, comunque, individuato percorsi e metodologie operative che possono essere territorialmente riprodotti, previo adattamento alle esigenze e realtà ambientali locali.

Le misure sono state condotte presso impianti di compostaggio trattanti diverse tipologie di rifiuti urbani, discariche trattanti rifiuti urbani e speciali, fanghi e rifiuti inerti ed impianti di depurazione delle acque reflue.

Per gli impianti di compostaggio, è stato effettuato un monitoraggio olfattometrico dei cumuli all'aperto (cumuli di verde triturati e non, materiale organico in maturazione e stoccaggio), dei presidi atti alla deodorizzazione delle arie esauste forzatamente convogliate dai capannoni contenenti le varie fasi del processo e una stima complessiva del flusso di odore emesso dall'impianto stesso. Per le discariche, sono stati monitorati i lotti di ricezione del materiale appena giunto sul sito (fresco), materiale parzialmente e totalmente ricoperto (da diversi strati argillosi e teli in HDPE), i lotti di discarica esauriti, le fessurazioni presenti alla base dei pozzi di captazione del biogas e le vasche di raccolta del percolato. Infine, per gli impianti di depurazione il monitoraggio è stato condotto sia sulla linea di depurazione acque, sulla linea fanghi e sui presidi atti alla deodorizzazione delle arie esauste. Si è posta inoltre particolare attenzione anche alle diverse tipologie di presidi ambientali atti alla deodorizzazione delle arie esauste valutandone l'efficacia.

Negli impianti di discarica sono state condotte una serie di misure utilizzando anche il "naso elettronico". Questo tipo di applicazione sperimentale ed innovativa per il monitoraggio degli impianti di smaltimento rifiuti, si è dimostrata un valido strumento in grado di rilevare i tipici gas emessi dalle discariche che provocano molestie olfattive nell'uomo. È stato possibile correlare con buoni risultati le misure del naso elettronico con quelle olfattometriche effettuando le misure sui medesimi campioni di aria con la stessa tecnica di campionamento.

I risultati ottenuti evidenziano la possibilità di impiegare validamente il NE per la rivelazione rapida delle intensità degli odori generati da discariche fornendo indicazioni sulla provenienza e sulla loro intensità.

Lo studio APAT ha confermato l'incertezza e la complessità della materia, evidenziando la difficoltà di realizzare un progetto normativo che si proponga il solo fine di fissare specifici valori limite di concentrazione di odore, espressi in unità odorimetriche, come invece, risultano definiti in alcune norme tecniche o progetti di norme.

Si evidenzia inoltre che la definizione dei limiti emissivi, richiede ulteriori approfondimenti diretti a verificare, attraverso studi epidemiologici, gli effetti tossicologici sulla popolazione che ad oggi non risultano ancora effettuati.

Considerando che il flusso di odore e, quindi, la massa di odore emessa dagli impianti, è funzione, oltre che della concentrazione, della portata dell'aria emessa, risulta interessante l'impostazione della norma tecnica austriaca e della normativa francese che prescrivono limiti in termini di flusso di odore e non (o non solo) di concentrazione dell'odore nell'aria in uscita. Il limite posto in termini di flusso di odore, infatti, tiene conto, oltre che della concentrazione, di parametri che sono direttamente legati alla dimensione dell'impianto e che concorrono a

determinare l'effettivo impatto della sorgente emissiva, quali la superficie emettente nel caso di cumuli non confinati o di altre sorgenti areali (vasche degli impianti di depurazione e le superfici delle discariche), o la portata totale in uscita dai biofiltri, come nel caso di impianti in cui tutte le sezioni risultano confinate e l'aria è captata e trattata.

Si ritiene, inoltre, interessante, nell'ambito della normativa tedesca, l'approccio della Direttiva sugli odori, la quale pone limiti alle immissioni, considerando oltre la concentrazione di odore nelle emissioni e la portata dell'aria odorosa, anche la distanza degli insediamenti bersaglio e le modalità di dispersione degli odori in relazione ai parametri meteorologici caratteristici della specifica area.

A titolo di esempio, è stato inoltre, applicato un modello di dispersione alle emissioni di odore prodotte da una discarica di prima categoria scelta fra quelle monitorate.

Sebbene siano stati adoperati dati di emissione provenienti da un numero di campagne sperimentali molto limitato, che non possono essere considerati come pienamente rappresentativi dell'ampia variabilità a cui le emissioni di odore da una discarica sono versosimilmente soggette, ugualmente sono state tratte delle indicazioni che, pur parziali, suggeriscono alcuni aspetti da approfondire.

In particolare è stato messo in luce quanto l'estensione dell'area, di prevedibile molestia olfattiva intorno alla discarica, possa essere sensibile alla definizione della soglia limite di concentrazione di odore al suolo, ovvero del multiplo della soglia di percezione oltre al quale un odore aerodisperso venga percepito come molesto dalla popolazione. Inoltre è stato evidenziato come la discriminante fra uno stato di molestia olfattiva nei dintorni della sorgente ed uno stato di non molestia, non possa essere opportunamente rappresentato dal solo valore medio di lungo termine della concentrazione di odore al suolo, ma possa invece essere meglio espresso in termini di frequenza di superamento della soglia limite di concentrazione di odore.

Tuttavia lo studio svolto non ha carattere conclusivo e da esso soltanto non si possono trarre direttamente delle prescrizioni normative. Inoltre non vi è motivo per ritenere che la discarica scelta possa essere rappresentativa delle discariche tutte nella loro generalità.

In conclusione, con le tecnologie attualmente disponibili non è possibile prevedere un limite massimo di concentrazione dell'odore uguale per tutti gli impianti produttivi, gli allevamenti e gli impianti di trattamento di rifiuti o reflui. La ricerca condotta da APAT ha dimostrato l'estrema variabilità dei valori in dipendenza della tipologia di impianti, delle diverse tipologie di rifiuti trattati, delle varie fasi di trattamento e delle diverse condizioni climatiche.

# 1. Appendice - I sensori

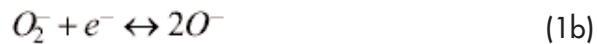
## 1. Meccanismo di funzionamento dei sensori a film sottile

Nelle pagine seguenti, vogliamo esaminare le interazioni gas-superficie per l' $\text{SnO}_2$ , che è attualmente il semiconduttore più utilizzato per la rivelazione dei gas combustibili e degli inquinanti ambientali. L' $\text{SnO}_2$  è un semiconduttore estrinseco di tipo n con una struttura che cristallizza con un accrescimento colonnare (si veda, ad esempio, la cassiterite) ed ha una energy-gap di circa 3,6eV.

In generale, i sensori a base di  $\text{SnO}_2$  a film sottile sono policristallini, cioè composti da grani di dimensione nanometrica (raggio medio compreso nell'intervallo di 5-80nm) connessi tra loro da strutture a "bordi di grano" e "neck".

Questi sensori hanno inoltre un'alta area superficiale quindi possiamo pensare che quasi tutti i grani del semiconduttore siano a contatto con le specie gassose dell'ambiente. L'alta superficie specifica spiega l'alta sensibilità dei materiali nanostrutturati.

L'ossigeno e le altre specie gassose presenti nell'ambiente vengono adsorbite sulla superficie dell' $\text{SnO}_2$ ; l'adsorbimento è principalmente dovuto ai "legami liberi" degli atomi Sn e O presenti sullo strato più superficiale del materiale; gli stati liberi hanno una densità superficiale che risulta uguale a circa  $10^{14} \text{ cm}^{-2}$ . L'ossigeno che è adsorbito in superficie cattura elettroni dalla banda di conduzione secondo le reazioni:



In particolare, lo ione ossigeno adsorbito (si può parlare, in questo caso, di ossigeno ionosorbito) può essere considerato uno stato accettore superficiale.

Lo ionosorbimento dell'ossigeno crea sulla superficie dei grani una zona svuotata dagli elettroni con il conseguente sviluppo di una regione di carica spaziale; la figura 1 mostra alcuni grani con zone di svuotamento (depletion layer) dovute all'ossigeno adsorbito e -sotto- il corrispondente andamento delle bande di energia.

L'effetto della regione di carica spaziale, costituita dagli atomi donori ionizzati (in questo ca-

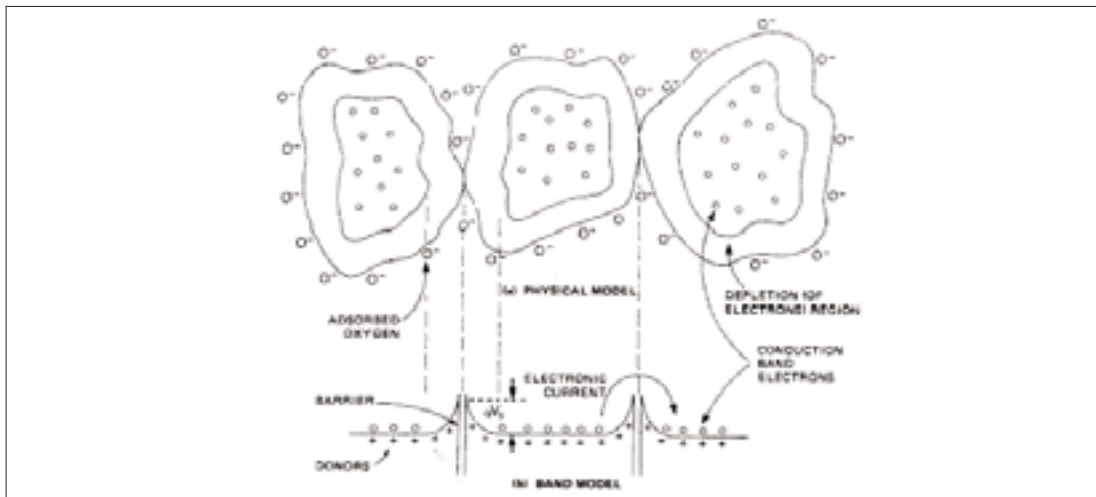


Figura: 1: Situazione di equilibrio sulla superficie del  $\text{SnO}_2$ . Si vede la regione di svuotamento tra grani cristallini adiacenti.

so, le vacanze di ossigeno) si riflette nella formazione di una barriera di potenziale superficiale (eVs) tra grano e grano che dipende da vari parametri del processo di ionosorbimento quali la densità totale  $N_i$  degli stati superficiali disponibili e la densità dei livelli donori  $N_d$ . L'altezza di queste barriere regola la conduzione nel film.

La specie gassosa R da analizzare si può comportare come ossidante o riducente nei confronti della superficie del semiconduttore e di conseguenza può rispettivamente alzare o abbassare le barriere di potenziale tra grano e grano e quindi aumentare o diminuire la resistenza del film.

La specie ossidanti (es.  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ) vengono generalmente adsorbite su un livello accettore, con la conseguente dissociazione della molecola e la cattura di uno o più elettroni della banda di conduzione e la diminuzione della conducibilità elettrica del sensore.

La specie riducenti R (es.  $\text{CO}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2$ ) reagiscono con l'ossigeno ionosorbito sulla superficie secondo la reazione:



In conseguenza, viene liberato un elettrone in banda di valenza con un conseguente aumento della conducibilità del sensore e l'abbassamento della barriera di potenziale superficiale eV<sub>s</sub>.

Per una data concentrazione del gas riducente R, si stabilisce dopo un certo tempo dall'immissione nella camera di test (in genere, alcuni minuti) uno stato stazionario caratterizzato dall'equilibrio tra le reazioni (1a), (1b) e (2) e la conducibilità del sensore assume un valore che dipende in modo univoco dalla concentrazione del gas.

Nel caso generale in cui è presente una miscela di due o più gas, la resistenza del sensore varia a seconda delle concentrazioni relative e della reattività dei diversi gas.

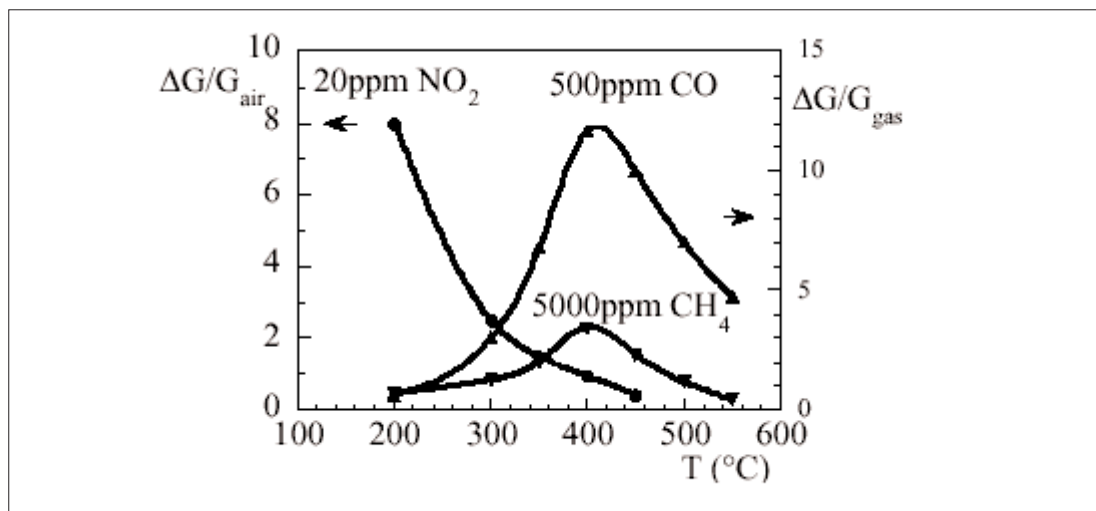


Figura 2: Risposta di un sensore di SnO<sub>2</sub> a diversi inquinanti ambientali in funzione della temperatura.

In figura 2 si riporta la variazione della conducibilità in funzione della temperatura operativa di un sensore di SnO<sub>2</sub> a film sottile, depositato con la tecnica RGTO presso l'Università di Brescia quando è esposto a diverse concentrazioni di inquinanti ambientali. Possiamo osservare come la massima risposta all'NO<sub>2</sub> si ottiene alla temperatura di 200°C mentre quella al CO ed al metano a 400°C, quindi già l'operare a diverse temperature garantisce una discriminazione selettiva tra i diversi inquinanti ambientali (aumenta la diversità dei sensori).

La relazione tra la conduttanza del sensore e la pressione parziale (la concentrazione) di un singolo gas riducente ( $P_{gas}$ ) può essere modellizzata dalla seguente relazione empirica:

$$G = G_0 + \gamma(P_{gas})^m \quad (3)$$

Dove g dipende dal materiale semiconduttore ed m dal meccanismo di interazione.

## 2. Nuovi materiali

Dopo l'affermazione dei sensori a base di  $\text{SnO}_2$  per applicazioni domestiche (essenzialmente rivelatori di  $\text{CO}$  e  $\text{CH}_4$ ) basati sulla tecnologia del film spesso, a partire dai primi anni '70, sono stati studiati altri materiali realizzati con le tecnologie del film spesso e del film sottile. L'obiettivo principale nella ricerca dei nuovi materiali è quello di migliorare le tre "s" (sensibilità, selettività e stabilità) che caratterizzano il sensore.

Alcuni materiali innovativi che vengono preparati attualmente presso il Laboratorio Sensori di Gas dell'Università di Brescia sono:

### Film policristallini nanostrutturati di $\text{SnO}_2$ - $\text{MoO}_3$

La ricerca sui sensori di gas è volta all'ottenimento di nuovi materiali sempre più sensibili e selettivi. Per questo è importante produrre film sottili policristallini con dimensioni dei grani in scala nanometrica. Obiettivo di questa parte del lavoro è la produzione di film policristallini nanostrutturati di  $\text{SnO}_2$  -  $\text{MoO}_3$ . I film sono stati realizzati tramite sputtering, il substrato utilizzato è allumina di dimensioni 2 millimetri per 2 millimetri. La deposizione del film sensibile è avvenuta nel modo seguente: deposizione a  $400^\circ\text{C}$  di un film di circa  $3000 \text{ \AA}$  di Stagno deposizione a  $300^\circ\text{C}$  di un film di circa  $150 \text{ \AA}$  di Molibdeno. Fra una deposizione e l'altra, il film è stato mantenuto in temperatura, in modo da non permettere allo Sn di solidificarsi ( $\text{MP Sn}=232^\circ\text{C}$ ), in questo modo la deposizione del Molibdeno fra grano e grano dello Sn dovrebbe essere favorita. I campioni così ottenuti hanno subito un annealing di circa 48 ore a diverse temperature:  $500$ - $600$  e  $700^\circ\text{C}$ , in modo da valutare l'influenza della temperatura d'ossidazione. La caratterizzazione elettrica è tuttora in corso.

### Deposizione $\text{TiO}_2$ - $\text{Fe}_2\text{O}_3$

La deposizione dei film di ossido di Titanio e di Ferro viene fatta mediante la tecnica di sputtering reattivo. Per poter variare la concentrazione di Ferro nel film sottile è stato utilizzato un target circolare di Titanio in cui c'è la possibilità di inserire fino a 12 cilindretti di Titanio oppure di Ferro. In questo modo è possibile controllare la concentrazione di Ferro e dunque controllare le proprietà elettriche del film sottile ottenuto. La deposizione viene fatta mantenendo il substrato ad una temperatura di  $350^\circ\text{C}$  in modo da favorire la crescita del film, per ottenere un ossido partendo da un target metallico la deposizione deve essere fatta in ambiente reattivo. Per queste deposizioni è stata usata una pressione di lavoro di  $4 \cdot 10^{-3}$  mbar di Argon e Ossigeno al 50%. La potenza applicata al target è di 300W in radio frequenza. I film sottili dopo la deposizione vengono sottoposti ad un trattamento termico a  $500^\circ\text{C}$  per 12 ore con un flusso costante di aria umida di  $0.2 \text{ l/min}$ . Dopo la deposizione i film sono sottoposti ad un'ossidazione termica a  $500^\circ\text{C}$  per 12 ore con un flusso costante di aria umida.

### Deposizione $\text{Ti:MoO}_3$

La deposizione dei film di ossido di molibdeno drogati con titanio viene fatta mediante la tecnica di sputtering. Per ottenere in drogaggio con Titanio abbiamo utilizzato un target circolare di Titanio sopra cui è stato posto un foglio di Molibdeno di  $36 \text{ cm}^2$  in modo che la maggior parte del materiale fosse rimosso dall'area ricoperta di Molibdeno. La deposizione è stata fatta mantenendo il substrato a  $300^\circ\text{C}$  e in ambiente reattivo per ottenere un film di ossido. La pressione di lavoro è  $4 \cdot 10^{-3}$  mbar con un atmosfera di Argon e Ossigeno al 50%. La potenza applicata al target è di 300W in radio frequenza.

### Deposizione $\text{W-Mo-O}$

La tecnica di deposizione che abbiamo usato è lo sputtering a radio frequenza. Il target di partenza per depositare i film sottili è un target composito di tungsteno e molibdeno in concentrazioni in peso di 20% e 80% rispettivamente, che equivale ad una percentuale in atomi di 12% ed 88%. La deposizione avviene in ambiente reattivo in modo da ottenere un film sottile di ossido semiconduttore. Le condizioni di lavoro utilizzate sono: potenza applicata al target 50W in RF, temperatura del substrato  $300^\circ\text{C}$ , pressione totale  $6 \cdot 10^{-3}$  mbar, argon e ossigeno in rapporto 50%-50%. Il substrato usato per la deposizione viene mantenuto a  $300^\circ\text{C}$  per favorire la crescita del film e l'incorporamento dell'ossigeno nel film sottile.

Dopo la deposizione, un gruppo di campioni è stato sottoposto alle misure elettriche e di caratterizzazione in funzione dei gas presenti nella camera di test. Un altro gruppo di sensori è stato invece sottoposto a trattamenti termici a diverse temperature prima delle analisi elettriche e dei test per i gas. Il trattamento termico è fatto in un forno con flusso di aria umida costante di 0.2 litri al minuto. La temperatura del forno è variata in modo lento in modo da evitare stress termici al film sottile. I cicli consistono in una prima rampa da temperatura ambiente a 250°C, a 250°C per 2 ore, una seconda rampa ad una temperatura variata tra 600°C e 800°C, temperatura che viene mantenuta per 12 ore, seguita da un'ultima rampa fino a temperatura ambiente.

### 3. Tecniche di deposizione di sensori di gas a base di film sottili

I sensori di gas a base di film sottili sviluppati al Gas Sensor Lab sono realizzati mediante la tecnica di sputtering: il materiale da depositare sul substrato viene bombardato con particelle energetiche (ioni) causando il distacco di atomi o molecole, che vanno a depositarsi sul substrato.

Sia la deposizione degli elementi sensibili sia quella dei contatti avviene mediante sputtering, in questo modo si riducono le dimensioni dei substrati in un'ottica di miniaturizzazione e di riduzione del consumo di potenza.

Inoltre le ridotte dimensioni permettono una maggiore resa temporale dell'impianto di sputtering poiché può essere depositato contemporaneamente un maggior numero di sensori.

Partendo dal substrato ceramico ( $\text{Al}_2\text{O}_3$  o silicio microlavorato), la deposizione avviene attraverso i seguenti passi:

1. deposizione dell'elemento sensibile e sua ossidazione in ambiente controllato;
2. eventuale deposizione del catalizzatore;
3. deposizione dei contatti sui bordi del substrato e dell'elemento riscaldante integrato sulla faccia posteriore;
4. deposizione dei contatti sul bordo del substrato e dei contatti interdigitati sulla superficie degli elementi sensibili.

Il trasduttore è quindi montato su un case commerciale TO-8, tramite saldatura a fusione locale ad arco e utilizzando dei fili di Au, per la caratterizzazione elettrica nell'impianto di test ai gas.

Presso il GSL è stata sviluppata, nei primi anni 90, (G. Sberveglieri 1992) una tecnica originale per la preparazione di sensori di gas con altissima sensibilità e nel contempo un'ottima stabilità anche per lunghi tempi di utilizzo. Questa è stata denominata dal Prof. G. Sberveglieri, tecnica RGTO (acronimo di Rheotaxial Growth and Thermal Oxidation) secondo la quale la deposizione dello strato di 300nm di stagno sull'allumina avviene mantenendo il substrato a 300 C, temperatura maggiore del punto di fusione del metallo (Rheotaxial Growth, vale a dire crescita del metallo fuso), la potenza applicata al target durante la deposizione è 50 W in DC e la pressione di lavoro dell'Argon è  $2 \cdot 10^{-3}$  mbar. La trasformazione di fase metallo semiconduttore (Thermal Oxidation, ossidazione termica del metallo) è ottenuta mantenendo il film sottile in atmosfera di aria sintetica umidificata per 4 ore a 250°C e per 30 ore a 600°C.

A causa dell'incorporazione di ossigeno all'interno del reticolo, il volume aumenta di circa il 30% producendo l'interconnessione degli agglomerati e creando dei cammini percolativi per il passaggio della corrente.

La superficie attiva del sensore risulta estremamente elevata mentre la deposizione di catalizzatori e il drogaggio del semiconduttore, cresciuto con questa tecnica, è molto facile permettendo in questo modo di "aggiustare" la risposta del sensore al gas target da rivelare.

## 2. Appendice - Modelli matematici di ricaduta al suolo

I modelli matematici ed i programmi di calcolo che la ricerca ha messo a punto negli ultimi trent'anni sono da tempo pronti per divenire strumenti di uso quotidiano da parte di tutti coloro che hanno responsabilità decisionali sull'ambiente e sul territorio.

Indubbiamente, la penetrazione dell'informatica nel settore della gestione dell'ambiente è stata, ed è tuttora, estremamente più lenta che in molti altri comparti produttivi e gestionali.

Ciò è certamente dovuto ad alcune caratteristiche specifiche dei problemi dell'ambiente che possono essere appunto riassunte con il termine *complessità*. Complessità per quanto riguarda il numero e la natura dei dati da esaminare, dei processi da tenere in considerazione, della struttura decisionale, cioè la varietà e l'intreccio di responsabilità presenti in ogni situazione. Soltanto il ben noto rapidissimo sviluppo delle potenzialità hardware e software dei calcolatori consente finalmente oggi di affrontare la complessità prima ricordata anche con costi, tempi e preparazione alla portata di un'utenza decisamente vasta. Finora tuttavia la maggior parte delle applicazioni dell'informatica all'ambiente si è limitata all'archiviazione ed all'analisi dei dati. Si tratta infatti dell'applicazione più semplice e tradizionale, quella che vantava già un'esperienza ampia e consolidata in altri settori. Nonostante l'utilità di questo tipo di applicazioni e le loro estensioni a gestire efficacemente anche dati di tipo geografico, ci si è resi conto, negli ultimi dieci-quindici anni, che esse erano insufficienti a rispondere ad alcune domande essenziali per pervenire ad interventi e a decisioni corrette: quali saranno le conseguenze di un determinato progetto? quali miglioramenti porterebbe l'adozione normativa?

Per poter analizzare quantitativamente questi problemi è necessario utilizzare un modello matematico, cioè un insieme di relazioni formali che leghino le variabili di interesse e rappresentino nel modo più accurato possibile la situazione in esame.

È d'altronde evidente che nessun modello può rappresentare il problema nella sua completezza. Ciascuno di essi ne rappresenta necessariamente una semplificazione ed un'approssimazione. Più che di un modello di un certo problema, si può quindi parlare di un insieme di modelli atti a mettere in luce e a far comprendere aspetti diversi della stessa situazione.

### 1. Generalità sui modelli matematici

Una prima distinzione possibile tra i diversi tipi possibili di modelli tra modelli descrittivi e modelli decisionali. I primi rappresentano l'evoluzione temporale delle grandezze fisiche di un certo ambiente, mentre i secondi mettono esplicitamente in evidenza le variabili che rappresentano le decisioni o gli interventi tesi a modificare la situazione per ottenere un miglioramento, almeno sotto qualche punto di vista.

I modelli decisionali sono di solito caratterizzati da un'elevata complessità, che li rende difficilmente comprensibili ed utilizzabili, e da una scarsa generalità: gli obiettivi ed i possibili interventi sono, nella maggior parte dei casi, estremamente specifici. È quindi, probabilmente prematuro pensare ad una larga diffusione di questo tipo di modelli che pertanto non verranno approfonditi.

Diverso è il discorso per quanto riguarda i modelli descrittivi. Essi derivano tutti dalla nozione fondamentale di *sistema dinamico*, descrivono cioè l'evoluzione temporale delle variabili di interesse suddividendole in variabili di ingresso e uscita, che rappresentano l'interazione del sistema con il resto del mondo, e variabili di stato, che rappresentano la situazione interna del sistema ed il punto di partenza della sua successiva evoluzione. In generale, si può quindi affermare che l'evoluzione del sistema, e quindi in particolare l'andamento delle variabili di uscita, derivano dalla composizione di due effetti: quelli legati allo stato iniziale del

sistema e quelli dovuti alle cause esterne, cioè alle variabili di ingresso. Per un determinato sistema, quale dei due effetti risulti più importante dipende solamente dal tempo. Su tempi che definiremo "brevi", l'effetto dello stato iniziale è di solito predominante, mentre su tempi "lungi" tale effetto tende normalmente ad esaurirsi. Che cosa significhi un tempo breve o lungo dipende dal caso specifico. Il pennacchio di una ciminiera si modifica al variare delle condizioni meteorologiche, in un tempo di un'ora o poco più; i batteri di un fiume possono degradare l'inquinamento organico nel giro di uno o due giorni; una sostanza tossica che percola in una discarica può impiegare molti mesi a raggiungere la falda; una popolazione animale o una foresta possono reagire a mutamenti ambientali nell'arco di anni o decenni. L'effetto dello stato iniziale si mantiene dunque negli esempi sempre più a lungo.

Questa diversa dinamica fa sì che le caratteristiche dei modelli che si usano nei diversi settori dell'ambiente siano decisamente differenti. Ad esempio, nei problemi di inquinamento atmosferico, spesso si considerano solo situazioni di *equilibrio*, si ipotizza cioè la stazionarietà di tutte le variabili di ingresso e si trascura l'effetto dello stato iniziale. In questo modo, la configurazione del pennacchio emessa da una data sorgente viene a dipendere esclusivamente dalle grandezze esterne e la concentrazione di inquinante rilevata in una certa posizione rimane anch'essa legata da una relazione puramente algebrica alle altre variabili. Una sua eventuale evoluzione nel tempo è quindi dovuta unicamente ad una variazione degli ingressi. Ipotesi analoghe vengono talora fatte per modelli idrologici, nei quali si assume che la portata in un certo punto di un bacino sia solo funzione delle precipitazioni, trascurando ad esempio l'effetto dovuto all'imbibimento del suolo.

In quasi tutti gli altri casi, l'effetto dello stato iniziale deve essere esplicitamente considerato e quindi il modello assume di solito la forma di un sistema di equazioni differenziali alle derivate totali o alle derivate parziali (nei casi in cui non sia possibile trascurare la dipendenza dalle variabili spaziali, come ad esempio nei problemi di flusso delle acque sotterranee). La soluzione di questi sistemi di equazioni richiede l'utilizzo di specifici metodi numerici, già implementati all'interno dei diversi programmi e quindi, in un certo senso, non di immediato interesse per l'utente. Tuttavia, un uso improprio o superficiale di questi metodi può portare in alcuni casi ad errori di calcolo per nulla trascurabili.

L'utilizzazione di programmi già sviluppati che implementano modelli ambientali presenta altri vantaggi, oltre a quello di non doversi occupare direttamente dei problemi di calcolo. I programmi rappresentano modelli in qualche modo *standard*, nei quali cioè appaiono le variabili di solito ritenute significative e sono trascurate quelle normalmente irrilevanti. I modelli sono già scritti in modo da suddividerli in comparti distinti, così da renderli meno complessi da gestire e da comprendere, e contengono di solito opzioni ed alternative tali da renderli applicabili ad un gran numero di situazioni. Infine, tanto la formulazione matematica che il codice che la rappresenta, sono stati testati in altre applicazioni.

Questi indubbi vantaggi non significano però che l'utilizzo di questi programmi per problemi reali sia privo di problemi o tanto meno automatico. L'applicazione del modello deve infatti avvenire secondo il classico schema illustrato nella figura 1.

La *definizione del problema* è un passo che può apparire ovvio, ma che invece è estremamente complesso anche per la necessità di farvi partecipare, per quanto possibile, tutti i soggetti interessati. Una precisa definizione è però essenziale per consentire la *scelta di un modello* significativo e definire una *raccolta dati* coerente. È frequente infatti che i modelli vengano selezionati in base a criteri molto vaghi (spesso perché si ha la percezione di un problema, ma non lo si è chiaramente definito o per mancanza di conoscenze nel settore della modellistica ambientale) e le campagne di raccolta dati vengano organizzate in modo aprioristico senza alcun riferimento agli obiettivi che si vogliono raggiungere. In questo modo, si va incontro a spese notevoli e a produzioni di volumi di informazioni che poi, la maggior parte delle volte, non possono essere utilizzate per la soluzione di alcun problema.

Il modello va quindi *tarato*, cioè adattato alla situazione particolare rappresentata dai dati rilevati, determinando i valori numerici dei *parametri*, cioè delle costanti che appaiono nel modello.

Per compiere la taratura è possibile scegliere due modalità alternative. La prima è basata sull'utilizzo sistematico delle conoscenze relative alla fisica del problema, derivata tanto da esperienze precedenti, che da misure effettuate direttamente sul campo. La lunghezza di un tratto



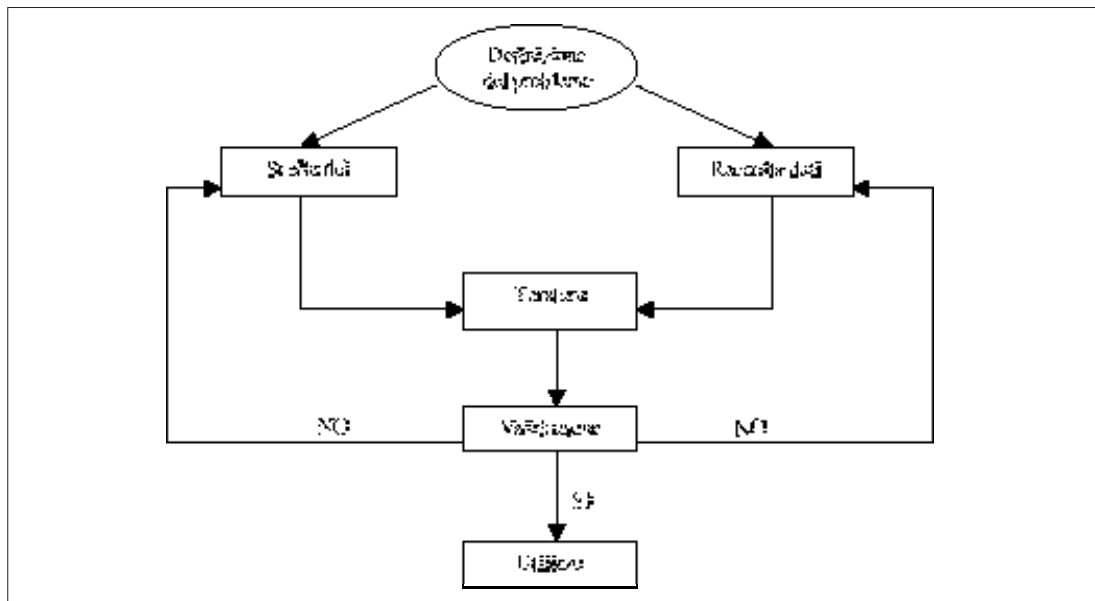


Figura 1: Schema di applicazione di un modello

di fiume, ad esempio, è misurabile direttamente sulla cartografia, mentre la permeabilità di un acquifero può essere misurata sperimentalmente (anche se in modo non semplice) o tratta dai valori in letteratura in base alle caratteristiche del terreno. Un modello complesso può richiedere decine di scelte di questo genere e ciò ne rende l'applicazione non immediata. La seconda modalità di taratura non è basata sull'esperienza, ma sulla disponibilità di misure effettuate sul sistema ambientale che si vuole modellizzare. In pratica, si cerca di replicare col modello la situazione reale nella quale sono state rilevate le misure. Si confrontano quindi i risultati del modello con le misure effettuate e si cerca di rendere minima una funzione degli errori del modello, variandone i parametri in modo sistematico. Questo approccio consente di valutare anche parametri che non sono fisicamente misurabili o lo sono con molte difficoltà (l'aumento di biomassa di un predatore che cattura una preda, il tasso di assorbimento di ossigeno dall'atmosfera dell'acqua di un fiume), tuttavia richiede la presenza di misure che siano "compatibili" con le uscite del modello (ad esempio, siano state raccolte con la stessa sequenza temporale) ed è quindi ovvio che non possa essere applicato a sistemi fisici ancora in corso di sviluppo o di evoluzione (ad esempio, nelle fasi di progetto di un intervento). Tuttavia, in presenza di misure raccolte adeguatamente, la taratura può in alcuni casi essere automatizzata, cioè demandata ad algoritmi inseriti negli stessi programmi.

Infine, prima di poter utilizzare il modello, esso andrebbe *validato*, cioè messo a confronto con altri dati, diversi da quelli usati per tararlo. Solo in presenza di un comportamento accettabile anche in queste diverse condizioni, il modello dovrebbe essere ritenuto effettivamente utile per l'applicazione. In caso contrario, andrebbe rivista la sua scelta o raccolto un maggior numero di dati. Sfortunatamente, il costo delle raccolte dati è spesso tale da non consentire di compiere questa fase finale di validazione, poiché tutti i dati a disposizione vengono utilizzati già in fase di taratura. Si tenga tuttavia presente che esistono anche algoritmi che consentono di aggiornare la taratura del modello *in linea*, cioè durante la sua utilizzazione, sfruttando le nuove informazioni che man mano vengono accumulate.

Un altro elemento significativo per l'utilizzazione di un modello è come esso è stato implementato in termini di programma. I modelli più diffusi ed assestati sono spesso distribuiti sotto forma di programma simbolico (tipicamente FORTRAN) in modo da essere eseguibili in pratica su qualsiasi tipo di calcolatore. Questa scelta obbliga però a non utilizzare tutti i vantaggi che specifici ambienti operativi, come Windows<sup>TM</sup>, possono invece fornire. Altri produttori di software hanno scelto di valersi delle possibilità offerte da questi moderni ambienti grafici ed hanno quindi dotato i loro programmi di *un interfaccia*, che ne rende più immediato e facile l'utilizzo. Spesso questi ambienti consentono anche lo sviluppo di sofisticati sistemi di aiuto in linea, che possono sostituire, anche se mai completamente, il manuale car-

taceo. Tutti i programmi analizzati nel seguito sono dotati di documentazione cartacea, di solito abbastanza dettagliata, mentre la presenza di un'interfaccia con aiuto in linea viene messa esplicitamente in evidenza.

L'ultima importante questione relativa all'applicazione di un programma è il suo costo. I prezzi riportati nel seguito sono i più accurati possibili, ma la loro variabilità è notevole e lo scopo per il quale sono stati riportati *non* è quello di fornire un listino preciso. Essi vanno interpretati piuttosto come ordini di grandezza: ci sono programmi di dominio pubblico, quindi ottenibili al costo di una lettera o di una telefonata; altri (e sono la maggioranza) che costano qualche centinaio di euro; mentre i più complessi e sofisticati possono costare diverse centinaia di migliaia di euro. Va tuttavia ribadito che il costo di questi programmi è sempre una frazione piccola del costo complessivo di un'applicazione, le cui voci principali sono di solito la raccolta dati ed il personale, senza contare che normalmente queste applicazioni sono associate allo sviluppo di progetti e piani i cui costi sono di ordini di grandezza più elevati. I costi dell'hardware sono invece ormai del tutto trascurabili in quanto nella stragrande maggioranza dei casi un personal computer è sufficiente ed è comunque già disponibile presso i potenziali utilizzatori.

Le attuali ricerche nel settore dell'informatica ambientale sono tese in larga misura a cercare di superare, per quanto possibile, i problemi applicativi sopra considerati. Ciò avviene seguendo strade diverse.

Per quanto riguarda il problema della scelta del modello e della sua taratura, ad esempio, sono stati messi a punto, per certi tipi di applicazioni, dei programmi di supporto basati sui cosiddetti *sistemi esperti*. Questi programmi codificano in modo sistematico le esperienze dei modellisti così da fornire indicazioni tanto sulle formulazioni matematiche più adatte, quanto sui valori dei parametri da utilizzare in base ad una descrizione qualitativa della situazione oggetto di studio.

In pratica, le scelte consigliate rappresentano le conclusioni di un insieme di regole le cui premesse descrivono il contesto applicativo (ad esempio: se la velocità del pennacchio di una ciminiera è bassa e la temperatura è elevata *allora* va applicato un modello per pennacchio galleggiante). Un programma capace di applicare le regole della logica elabora l'insieme delle informazioni fornite dagli esperti e ricava, caso per caso, quali sono le formule o i parametri da utilizzare.

È chiaro che programmi di questo genere devono poi essere associati ad altri che consentano l'archiviazione ed in generale la gestione dei programmi che rappresentano i modelli stessi. Si tratta quindi di *banche di modelli* che possano svolgere con essi esattamente le stesse funzioni che vengono generalmente compiute con un sistema per la gestione di dati. Benché questo obiettivo non sia ancora stato raggiunto, data la maggior complessità del contenuto semantico dei modelli rispetto a quella dei dati, esistono però già prototipi di sistemi che possono archiviare, recuperare, copiare, modificare e collegare tra loro modelli diversi.

Per facilitare l'utilizzo del modello e per garantire una maggiore correttezza di utilizzo, sono stati introdotti programmi che si collegano direttamente a delle *banche dati* dalle quali ricavano i valori che servono per l'applicazione specifica. L'utente non deve più, in questi casi, compilare lunghi file che risultano poi di difficile lettura e interpretazione, ma il programma effettua direttamente delle chiamate ad un sistema di gestione di basi di dati. Ciò consente una maggiore indipendenza dalle modalità di archiviazione dei dati stessi e un superamento di tutti i problemi di ordinamento e formattazione, legati alle operazioni di lettura e scrittura su file. È evidente infatti che, quando i dati necessari all'applicazione divengono numerosi, l'utente ha comunque vantaggi notevoli a gestirli attraverso un sistema adeguato. Addirittura oggi vari programmi possono collegarsi automaticamente con Sistemi Informativi Geografici (citati nel seguito anche come GIS, dalle iniziali di *Geographical Information Systems*) dai quali è possibile non solo ricavare dati in generale, ma anche tutte le informazioni geometriche legate al territorio (la pendenza di un versante, l'area di una regione compresa tra due quote, ecc.), che spesso fanno parte dei parametri e/o delle condizioni al contorno o iniziali di un modello.

Un altro notevole aiuto all'utilizzazione dei modelli sta venendo, in questi anni, dalle *tecnologie ipermediali*. Come in moltissimi altri settori, infatti, il problema di una corretta utilizzazione dei modelli è sostanzialmente un problema di efficace trasferimento di informazioni tra gli

esperti del ramo e l'utenza. Questo trasferimento può essere migliorato attraverso un uso congiunto di testi, immagini, video, suoni. Ad esempio, l'utilizzo di un modello può essere validamente supportato dalla presentazione di un filmato in cui si vedano le fasi di un'applicazione precedente: dalla raccolta dei dati all'implementazione dei risultati. Allo stesso modo, l'utilizzazione di un programma può essere migliorata da sistemi di aiuto organizzati in forma ipertestuale eventualmente, con sequenze di immagini che mostrino le varie fasi di funzionamento. Va inoltre ricordato che alcuni dispositivi tipici delle applicazioni multimediali, come i CD-ROM, si rivelano ideali per archiviare le grandi quantità di dati e di modelli che possono essere utili nel comparto ambientale. Si tratta infatti di informazioni che, una volta archiviate (e sono già in commercio dispositivi che consentono di compiere l'operazione a costi molto ridotti), non vengono poi più modificate.

Se è possibile individuare gli obiettivi verso cui si sta muovendo l'informatica ambientale, uno dei più significativi è indubbiamente lo sviluppo di sistemi software che integrino basi di dati, banche di modelli descrittivi e decisionali e sistemi di regole per la loro utilizzazione. Si tratta di complessi *sistemi di supporto alle decisioni* che consentono la massima flessibilità e completezza a coloro che debbano definire gli effettivi interventi sull'ambiente. Per consentire l'uso di questi sistemi integrati e decisamente complessi, oltre allo scontato incremento delle prestazioni dei calcolatori, è necessario sfruttare al meglio le tecnologie del software da quelle ipermediali, già citate, alle metodologie di *programmazione orientata agli oggetti*, che sono già state sperimentate con successo specialmente per l'integrazione di modelli diversi. Proprio su questo tipo di approccio si basano i progetti di ricerca avviati in numerosi centri per la messa a punto di sistemi di supporto alle decisioni per l'ambiente. Tra questi possiamo citare i progetti in corso presso:

- Argonne National Laboratory di Argonne, IL, USA (Progetto DEEM - sito WWW: <http://www.dis.anl.gov/DEEM/>);
- CSIRO di Canberra, Australia (Progetto HYDRA - sito WWW: <http://www.dwr.csiro.au/rivers/resource/resource.html>) dedicato soprattutto a problemi relativi alla gestione dei bacini idrici;
- Università del Colorado (Progetto CADSWEB - sito WWW: <http://cadsweb.colorado.edu>);
- Università della North Carolina (Progetto EDSS - sito WWW: <http://www.iceis.mcnc.org/EDSS>) soprattutto rivolto a problemi di inquinamento atmosferico;
- CAMRAQ (Consortium for Advanced Modeling of Regional Air Quality do Envoir, Kennewick, Washington - Progetto CMS - sito WWW: <http://camraq.owt.com/Camraq>), attualmente con enfasi ai modelli di qualità dell'aria.

Tutti sono tesi a raggiungere un elevato grado di automazione nell'utilizzo dei modelli ed un'elevata interscambiabilità degli stessi.

Tuttavia sono ancora pochissimi i programmi disponibili che possono trattare più di un settore applicativo. In particolare, si segnala qui il programma *MULTIMED* del U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), per l'analisi delle discariche di rifiuti solidi urbani che considera gli effetti riguardanti le acque sotterranee, le acque superficiali e l'inquinamento atmosferico e *RJSKPRO* della General Science Corporation che permette simulare la migrazione ed il trasporto di inquinanti chimici attraverso l'aria, l'acqua, il suolo e la falda acquifera, fino a giungere ad una valutazione di massima degli effetti sulla salute. Si tratta probabilmente dei capostipiti della futura generazione di programmi che integreranno settori e potenzialità ancora più diversificate.

Una seconda linea di sviluppo, altrettanto significativa, dell'informatica ambientale è quello di raggiungere una diffusione e accessibilità sempre maggiori sia per il software che per i dati. In questo settore, le potenzialità della rete Internet (e dei suoi eventuali successori) sono ancora oggi in fase di grande sviluppo.

Indubbiamente è già possibile ottenere informazioni, aggiornamenti, assistenza per l'utilizzo di molti programmi attraverso la rete. La grandissima parte del software sviluppato da enti pubblici, specialmente statunitensi, può essere acquisito direttamente e senza formalità attra-

verso il cosiddetto protocollo *FTP anonimo*. È possibile interrogare banche dati e banche di modelli remote attraverso visualizzatori di rete come Netscape™. Tuttavia, per l'esecuzione del singolo modello è ancora necessario trasferire integralmente il software e possedere un ambiente operativo in grado di farlo funzionare. Queste modalità potrebbero in un futuro molto prossimo essere superate, se i modelli verranno implementati mediante il linguaggio *JA VA*, che consentirà di eseguire modelli localmente, utilizzando un ambiente comune a moltissime piattaforme hardware, con un trasferimento molto ridotto di istruzioni ad alto livello sulla rete. Ciò darà a tutti la possibilità di usufruire delle versioni più recenti, senza la necessità di archiviare localmente tutto il software, uniformando l'utilizzazione tra i vari utenti.

## 2 I fattori che influenzano il modello di ricaduta

I fattori che influenzano il trasporto, la diluizione e la dispersione degli inquinanti possono essere generalmente classificati in termini di punti caratteristici di emissione, natura dell'inquinante, condizioni meteorologiche ed effetti di strutture fisiche o di natura antropologica.

### 2.1 Caratteristiche della sorgente

La maggior parte degli effluenti industriali sono emessi verticalmente nell'aria attraverso un camino o condotti verticali. Appena il gas contaminante lascia il punto di emissione, il pennacchio che ne consegue tende ad espandersi e a mescolarsi con l'aria ambiente. I movimenti orizzontali dell'aria tenderanno a miscelare le sostanze del pennacchio a seconda delle direzioni del vento.

Mentre il pennacchio dell'effluente sale, si miscela e comincia a muoversi in direzione orizzontale, gli effluenti gassosi vengono diluiti dall'aria ambiente stessa che circonda il pennacchio.

Così come i gas contaminanti vengono diluiti da grossi volumi di aria ambiente essi sono ugualmente dispersi al suolo.

Il pennacchio che sale è influenzato sia dall'inerzia ascendente del gas sia dalla sua "galleggibilità". L'inerzia verticale è dipendente dalla velocità di uscita del gas e dalla sua massa. Aumentando la velocità o la temperatura del gas in uscita aumenta l'ascensionalità del pennacchio.

Più inizialmente il pennacchio ha la tendenza a salire verso l'alto (ovvero più i fumi percorrono un tratto verticale allo sbocco del condotto/camino) più grande sarà la diluizione del gas contaminante e la sua dispersione al suolo.

Ad altezze di pennacchio fissate un aumento dell'inquinante emesso in atmosfera causerà chiaramente un aumento della concentrazione di inquinante.

### 2.2 Distanza sottovento

Più grande è la distanza tra il punto di scarico e il ricettore al suolo sotto vento e più grande sarà il volume di aria a disposizione per diluire l'inquinante.

### 2.3 Velocità e direzione del vento

La direzione del vento determina la direzione in cui i contaminanti del gas di scarico si muoveranno in atmosfera. La velocità del vento influisce sull'innalzamento del pennacchio e sul rapporto di mescolamento e diluizione dei gas contaminanti che lasciano il punto di emissione.

Un aumento della velocità del vento comporterà un abbassamento dell'innalzamento iniziale del pennacchio, curvando lo stesso più rapidamente e provocando un innalzamento della concentrazione degli inquinanti. D'altra parte un innalzamento della velocità del vento farà crescere il rapporto di diluizione degli effluenti facendo tendere ad una concentrazione di inquinanti sotto vento inferiore. In condizioni diverse l'uno o l'altro degli effetti descritti diverrà predominante e influenzerà la distanza a cui avverrà la massima ricaduta al suolo degli inquinanti.

## 2.4 Stabilit

Anche la turbolenza dell'atmosfera influenza la diluizione dell'effluente. Più instabile è l'atmosfera e più grande sarà infatti il potere di diluizione dell'inquinante in atmosfera.

## 3 Il modello di dispersione

Un modello di dispersione è una descrizione matematica di un trasporto di tipo meteorologico e di un processo di dispersione che è quantificato in termini di sorgente e parametri meteorologici in un determinato periodo.

I risultati del calcolo numerico portano alla stima di concentrazioni di particolari inquinanti per specifiche zone e tempi. Per verificare i risultati numerici di un modello occorre comparare misure empiricamente trovate di concentrazioni di particolari inquinanti nell'atmosfera con i valori calcolati con tecniche statistiche. I parametri statistici richiesti per l'uso di un modello includono la direzione e velocità del vento, nonché la stabilità dell'atmosfera.

Molti modelli richiedono dati sia su grandezze fisiche come le altezze e i diametri dei punti di emissione, sia su grandezze termodinamiche come la velocità, la temperatura e la massa di emissioni inquinanti.

I modelli sono usualmente classificati come "a breve termine" o modelli climatologici.

I modelli a breve termine sono generalmente usati nelle seguenti circostanze:

- per stimare le concentrazioni nell'ambiente ove non è pratico effettuare un campionamento come ad esempio a grandi distanze dal suolo;
- per stimare riduzioni emissive della sorgente quando vi sono emergenze associate a periodi di aria stagnante con conseguenti allarmi per l'inquinamento;
- per stimare le più probabili concentrazioni di inquinante a breve termine a diverse altezze e al suolo.

I modelli climatologici sono usati per stimare concentrazioni di inquinante durante un lungo periodo di tempo o concentrazioni presenti in determinate circostanze.

### 3.1 Un esempio di modello: il modello di dispersione gaussiano

L'equazione di diffusione di un modello gaussiano assume che la stabilità dell'atmosfera sia uniforme sullo strato di atmosfera in cui il gas contaminante viene emesso.

Tale modello assume che la diffusione turbolenta sia un evento casuale e la diluizione dei contaminanti presenti nei gas di scarico in direzione orizzontale e verticale può essere descritta da un'equazione normale o gaussiana.

Il modello assume che gli inquinanti vengano rilasciati in atmosfera ad un'altezza pari alla somma della misura del camino più l'innalzamento verticale del pennacchio e che il grado di diluizione dell'effluente nel pennacchio sia inversamente proporzionale alla velocità del vento. Viene inoltre ivi assunto che l'inquinante che ricade al suolo sia totalmente riflesso nell'atmosfera come un fascio di luce che colpisce uno specchio. Matematicamente questa riflessione viene considerata assumendo una sorgente immaginaria a una distanza  $-H$  rispetto al livello del suolo che emette un pennacchio immaginario dello stesso tipo di quello reale.

Lo stesso criterio può essere usato per stabilire altre condizioni al contorno per l'equazione, quali ad esempio il mescolamento verticale.

### 3.2 Esempio di cazione numerica del modello sopra esposto

Viene di seguito riportato a titolo esemplificativo un modello matematico con equazioni così riportate nel lavoro di D.B. Turner. (D. Bruce Turner, *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*, Washington, DC:U.S. Government Printing Office, p. 6, 1967).

Sia  $c$  la concentrazione di inquinante al livello del suolo (in  $g/m^3$ ) in un determinato punto di coordinate  $x, y$  sottostante a un camino di altezza effettiva  $H$ .

Siano  $s_y$  e  $s_z$  le deviazioni standard del pennacchio rispettivamente in direzione orizzontale e verticale. Le deviazioni standard sono funzione della distanza sottovento del punto considerato dalla sorgente emissiva e della stabilità dell'atmosfera.

L'equazione è la seguente:

$$\chi_{(x,y,0,H)} = (Q/\pi s_y s_z u) (\exp(-0,5(y/s_y)^2)) (\exp(-0,5(H/s_z)^2))$$

ove:

$\chi_{(x,y,0,H)}$	è la concentrazione di inquinante al suolo in g/m <sup>3</sup>
Q	è la portata emissiva di inquinante in g/s
$s_y$ e $s_z$	sono le deviazioni standard del pennacchio in m
u	è la velocità del vento in m/s
x, y, z e H	sono distanze in m

I valori di  $s_y$  e  $s_z$  dipendono dalla turbolenza o dalla stabilità dell'atmosfera.

Il valore dell'altezza effettiva del camino H è dato dalla somma dell'altezza fisica del camino e dell'innalzamento del pennacchio:  $H = h + DH$

DH può essere calcolato con la formula di J.Z. Holland, (J.Z. Holland, A Meteorological Survey of the Oak Ridge Area, Washington, DC, p. 540, 1953):

$$\Delta H = v_s d / u (1,5 + (0,0268 P ( ( T_s - T_a ) / T_s ) d))$$

ove:

$v_s$	è la velocità allo sbocco del camino in m/s
d	è il diametro del camino in m
u	è la velocità del vento in m/s
P	è la pressione in kPa
$T_s$	è la temperatura al camino in K
$T_a$	è la temperatura dell'aria in K

#### 4 L'influenza dell'inversione termica sulle equazioni di un modello

In presenza di inversione termica l'equazione base sopra riportata deve essere modificata per tener conto che il pennacchio non si disperde verticalmente, ma resta sotto lo strato atmosferico nel quale avviene l'inversione.

Il pennacchio comincia a miscelarsi quando raggiunge la base dello strato limite di inversione. Il mescolamento inizia ad una distanza  $x_L$  dal camino nella direzione del vento.

La distanza  $x_L$  è funzione della stabilità dello strato sotto l'inversione.

È stato determinato empiricamente che la deviazione standard del pennacchio può essere calcolata con la seguente formula:

$$s_z = 0,47L$$

ove:

L è l'altezza dello strato atmosferico dal suolo all'inversione termica in metri.

Quando il pennacchio raggiunge una distanza pari a due volte  $x_L$  questo può essere considerato completamente miscelato e la concentrazione degli inquinanti può essere stimata usando la seguente equazione:

$$\chi = Q / \sqrt{2\pi s_y} (u) (L)$$

ove  $s_y$  è determinato dalla stabilità dello strato atmosferico che resta sotto l'inversione termica.

## 5 Programmi per lo studio della qualità dell'aria

Il panorama dei *software* disponibile per le problematiche inerenti la qualità dell'aria è ormai piuttosto ricco e articolato, in virtù sia della molteplicità e complessità dei problemi da affrontare, sia dell'evoluzione delle conoscenze del settore e delle tecniche modellistiche, sia della potenza dei mezzi di calcolo.

In questo lavoro vengono presi in esame un certo numero di modelli per la qualità dell'aria, selezionati in base alla loro effettiva disponibilità e diffusione e che possono essere ragionevolmente utilizzati da enti e agenzie locali preposte al controllo dell'inquinamento atmosferico, professionisti e società di consulenza che operano nel settore. La rassegna cerca di presentare una serie di modelli che coprano uno spettro di applicazioni abbastanza ampio, su scala locale e di bacino. Non sono presi in considerazione dunque i cosiddetti modelli su "grande scala", poiché esulano dalle finalità e dal campo d'azione dei potenziali utenti sopra citati e quelli di "microscala" (volti alla simulazione della dispersione nelle immediate vicinanze di particolari siti o sorgenti~ es. incroci stradali, canyon urbani, ecc.), perché spesso inclusi come sottomodelli di *package* di più ampio respiro. La rassegna è inoltre circoscritta ai modelli di dispersione propriamente detti, escludendo, ad esempio i modelli meteorologici o di campo di vento che in diversi casi ne sono il presupposto. Sempre per i criteri sopra esposti sono stati esclusi anche i cosiddetti modelli "di ricerca", ossia quegli strumenti non ancora disponibili presso l'utente finale perché non sufficientemente assestati o perché deboli dal punto di vista del software.

Esaminando i modelli che attualmente rispondono a questi requisiti, è opportuno fare una considerazione fondamentale: non esiste un "modello universale", ma piuttosto diverse classi di modelli, atti ad affrontare diverse tipologie di problemi. I modelli disponibili si differenziano infatti, innanzitutto per la loro capacità di affrontare certi scenari (es. diverse condizioni meteorologiche, topografiche, emissive), oppure consentire un certo tipo di analisi. In ordine al livello di analisi è ad esempio usuale distinguere tra modelli di *screening* e di studio (progetto dettagliato), aventi tipicamente complessità differenti. I primi vengono utilizzati per effettuare delle stime conservative ("analisi del caso peggiore"), focalizzandosi sulle condizioni ambientali e sulle sorgenti che danno origine alle concentrazioni più elevate e, oltre a fornire un primo quadro del problema, consentono di individuare le situazioni che richiedono un supplemento di indagine mediante modelli più sofisticati. Il ricorso a modelli più complessi è in altri casi invece dettato dalla natura del problema stesso e dall'obiettivo che ci si prefigge (es. l'analisi delle strategie di abbattimento delle emissioni per ridurre l'inquinamento fotochimico in un comprensorio urbano).

La complessità del modello porta tuttavia con sé anche diversi oneri: oltre a quello del costo computazionale (peraltro via via decrescente con il passare del tempo) è cruciale quello legato ai dati necessari per alimentarlo. Modelli più raffinati in genere richiedono infatti un maggior numero ed una maggiore ricchezza di dati di ingresso: la loro disponibilità può essere legata all'utilizzo di strumentazione o tecniche di misura particolari e non sempre disponibili (es. misurazione di profili verticali di variabili meteorologiche, misure a frequenza elevata), alla non facile disponibilità di dati particolari (es. mappe di uso del suolo) o alla necessità di effettuare un consistente lavoro preliminare (es. redazione di un inventario dettagliato delle emissioni, predisposizione di un input meteorologico complesso). Modelli più complessi necessitano infine di una certa esperienza da parte dell'utente, oltre ad un maggiore sforzo in fase di validazione preliminare nei casi più critici. Il ricorso a modelli "onerosi" va quindi valutato di volta in volta in relazione agli obiettivi che ci si prefigge (*screening*, pianificazione, studio dettagliato, controllo) e alle risorse disponibili (di calcolo, di dati, umane, ecc.). A queste considerazioni si farà dunque riferimento nella presentazione dei modelli.

In relazione alle tipologie di problemi, i modelli per la qualità dell'aria si possono distinguere per la loro capacità di trattare:

- condizioni stazionarie o evolutive;
- condizioni meteorologiche particolari (es. calme di vento, fumigazione costiera, ecc.);
- sorgenti industriali, da traffico, diffuse;

- terreno pianeggiante, "ondulato", "complesso";
- inquinanti inerti o reattivi;
- scenari di breve o lungo periodo.

La necessità di trattare alcuni di questi casi porta poi spesso alla scelta di un modello appartenente ad una tipologia matematica particolare, oppure l'esclusione di altre. Per comodità riassumeremo qui di seguito le principali caratteristiche dei modelli raggruppandoli in funzione della loro tipologia matematica di base, ordinati approssimativamente secondo una complessità crescente. Questo approccio, oltre ad essere legato allo sviluppo storico dei modelli, si presta a mettere in luce le possibilità di applicazione ai diversi scenari di interesse per gli utenti, nonché le diverse risorse necessarie per un effettivo utilizzo dei modelli stessi. In relazione alla tipologia matematica, i modelli presentati nel capitolo possono essere dunque così raggruppati:

- modelli gaussiani;
- modelli gaussiani "estesi" (per terreno complesso o condizioni urbane);
- modelli ibridi;
- modelli a puff;
- modelli a particelle;
- modelli a griglia.

### 5.1 Modelli gaussiani

I modelli gaussiani, sviluppati alla fine degli anni '50 a partire dalle idee di Pasquill e Gifford, costituiscono tradizionalmente la base dei modelli di diffusione, e costituiscono ancora buona parte anche dell'attuale prassi applicativa.

La formulazione gaussiana consente di esprimere in forma chiusa la distribuzione delle concentrazioni all'interno di un pennacchio, emesso in modo continuo da una sorgente puntiforme, ed è ricavata a partire dall'equazione di trasporto e diffusione, sotto una serie di ipotesi (a rigore piuttosto restrittive nelle applicazioni): stazionarietà ed omogeneità delle condizioni meteorologiche, velocità del vento non nulla, terreno pianeggiante, assenza di reazioni chimiche e di fenomeni di rimozione. La diffusione turbolenta viene parametrizzata mediante i coefficienti empirici di *dispersione*, ricavati da prove sul campo, funzione della stabilità atmosferica e della distanza sottovento. L'asse del pennacchio è allineato con la direzione del vento, ad una quota determinata dalla somma dell'altezza fisica del camino e del *sovrainnalzamento* dovuto al galleggiamento e/o alla spinta cinetica dei fumi all'uscita. Anche il sovrainnalzamento è valutato con formule empiriche, sulla base della meteorologia e delle caratteristiche dei fumi, con formulazioni che consentono di valutare la quota finale di equilibrio o il progressivo aumento della quota dell'asse del pennacchio.

A partire dalla formulazione di base sono state poi ricavate un gran numero di varianti, che consentono mediante opportuni aggiustamenti, di affrontare particolari situazioni tra cui:

- trattamento dell'effetto scia del camino nel calcolo dell'altezza di sovrainnalzamento;
- trattamento dell'effetto scia di eventuali edifici circostanti l'emissione, con stima della frazione del pennacchio intrappolata nella cavità di ricircolo sottovento;
- considerazione delle riflessioni determinate dal terreno e dalle inversioni in quota, mediante il metodo delle "sorgenti immagine"; trattamento di sorgenti lineari, areali e volumetriche; ciò viene effettuato mediante due modalità fondamentali: tramite opportune serie di sorgenti puntuali o sorgenti virtuali equivalenti, oppure tramite soluzioni ad hoc dell'equazione di trasporto e diffusione in condizioni particolari;
- stima della frazione del pennacchio in grado di penetrare l'inversione;
- trattamento semplificato delle trasformazioni lineari ad inquinante secondario e dei processi di deposizione, mediante decaupero del termine di sorgente;



- calcolo della deflessione del pennacchio per effetto gravitazionale nel caso di particolati, con eventuale distinzione tra diverse classi di granulometria.

I modelli gaussiani sono quindi indicati per la simulazione di inquinanti non reattivi, in terreno pianeggiante, su distanze fino ad alcune decine di chilometri. Le concentrazioni vengono calcolate su un intervallo di tempo in cui si assume che le condizioni siano stazionarie (es. mezz'ora, un'ora).

Valutazioni di lungo periodo, oltre che mediante una serie di simulazioni orarie (quando sono disponibili i dati meteorologici), possono essere anche effettuate mediante particolari versioni dette *climatologiche*, che fanno uso di una descrizione in termini statistici della meteorologia.

Modelli gaussiani di breve periodo sono APC3, BLP, CDM, CRSTER, DIMULA, ISC, MPTER, PAL, e TIJPOS; APC3, CDM, DIMULA ed ISC consentono di effettuare anche simulazioni di lungo periodo.

Il loro pregio principale è quello della semplicità di utilizzo, dato che richiedono un numero molto limitato di informazioni per poter essere applicati. Le limitazioni sono invece conseguenza delle ipotesi che ne sono alla base: impossibilità di trattare in modo completo condizioni evolutive o di calma di vento, di terreno complesso e di reattività degli inquinanti.

## 5.2 Modelli gaussiani estesi

Ulteriori estensioni dei modelli gaussiani "di base" sono state messe a punto per trattare situazioni più complesse, in particolare la presenza di rilievi consistenti del terreno e le sorgenti da traffico.

Le difficoltà dei gaussiani nel trattamento del *terreno complesso* sono dovute principalmente alla loro formulazione a pennacchio rettilineo e all'impossibilità di considerare in modo completo condizioni non stazionarie e non omogenee. Per ovviare a questa importante limitazione sono stati sviluppati diversi accorgimenti. I più utilizzati sono gli algoritmi di adattamento al terreno, che modificano la quota dell'asse del pennacchio rispetto al suolo in funzione dell'altezza dei rilievi incontrati e della stabilità atmosferica. Alcuni modelli inoltre, per tenere conto in modo semplificato delle fluttuazioni laterali della velocità del vento in presenza di rilievi ed ovviare all'indeterminatezza che ne consegue, trascurano il termine orizzontale nella diffusione gaussiana, assumendo una distribuzione uniforme di concentrazione su un settore di ampiezza fissa.

A questa classe di modelli appartengono COMPLEX, OCD, RTDM e VALLEY. Più che per simulazioni in condizioni realmente complesse, per le loro caratteristiche sono indicati più che altro per *screening* iniziali o per stime di lungo periodo, come del resto evidenziato da numerosi esperimenti sul campo.

Un'altra importante estensione dei modelli gaussiani riguarda la possibilità di considerare le emissioni da *traffico*, in particolare in ambito urbano. Questi modelli si basano su una formulazione per sorgenti lineari multiple, in grado di schematizzare l'arteria di traffico o la rete stradale di interesse, nonché areali, per simulare l'effetto della moltitudine di sorgenti di cui non sono noti o di cui non è conveniente considerare i dettagli, oppure di sorgenti particolari quali aree di parcheggio. Sono di solito corredati da moduli per la stima delle emissioni da traffico a partire dalla conoscenza dei flussi di veicoli, della composizione del parco circolante e di opportuni fattori di emissione ed utilizzano opportuni coefficienti di dispersione appropriati in ambito urbano.

Particolari moduli permettono poi di trattare situazioni particolari, quali:

- dispersione nei canyon urbani (vengono di solito utilizzate formule empiriche o modelli a box);
- dispersione all'interno o all'imbocco di gallerie;
- dispersione in prossimità di incroci (trattamento delle file di attesa di veicoli nella stima delle emissioni, nel caso di incroci semaforizzati o meno).

Alla classe dei modelli da traffico appartengono APRAC 3, CALINE, HIWAY e PEM. La prin-

La principale limitazione di questi modelli, in rapporto alle applicazioni al traffico, è l'impossibilità di trattare in modo completo le reazioni chimiche: sono dunque utilizzabili per inquinanti inerti, o considerati tali in prima approssimazione.

### 5.3 Modelli ibridi

Negli ultimi quindici anni circa il progresso delle conoscenze sulla struttura dello strato limite e della turbolenza ha permesso di sviluppare modelli che, pur conservando una certa semplicità, risultano più aderenti alla fisica dei fenomeni. I cosiddetti modelli ibridi innestano su una struttura di tipo gaussiano un termine verticale non gaussiano, che consente di tenere conto della struttura verticale dei bassi strati dell'atmosfera.

Il termine verticale in questi modelli sfrutta la conoscenza dei profili verticali di alcune grandezze meteorologiche, espressi in funzione dei parametri di scala dello strato limite. Questi ultimi possono essere calcolati a partire dai dati forniti da strumentazione particolare (es. anemometro sonico, misure di profili verticali con tecniche di *remote sensing*) o stimati con formule semiempiriche a partire dai dati meteorologici tradizionali. Nella formulazione del termine verticale vengono anche considerate esplicitamente le condizioni al contorno date dal terreno e dall'eventuale inversione in quota, trattate nei modelli gaussiani tradizionali mediante termini correttivi aggiuntivi.

I modelli ibridi possono essere considerati come un compromesso tra la semplicità di utilizzo e la possibilità di ottenere prestazioni migliori in situazioni particolari, quali condizioni convettive e/o di vento debole.

Modelli ibridi sono ADMS, HPDM e KAPPAG.

Così come i gaussiani "tradizionali", questi si differenziano per la possibilità di trattare o meno particolari geometrie di sorgenti (puntuali, lineari, areali, volumetriche), effetti dovuti ad ostacoli (es. edifici), ai rilievi, oppure di effettuare valutazioni di lungo periodo.

### 5.4 Modelli a puff

I modelli a puff consentono di superare alcune importanti limitazioni dei modelli gaussiani e loro derivati, essendo in grado di considerare situazioni con meteorologia non omogenea e non stazionaria.

Nei modelli a puff la massa di inquinante è suddivisa all'emissione in un certo numero di unità indipendenti (*puff*), ciascuna con distribuzione gaussiana tridimensionale. Queste vengono poi seguite su un intervallo temporale dell'ordine o inferiore all'ora, simulando l'avvezione mediante lo spostamento del centro di massa di ogni puff con il vento che esso incontra. La dispersione della nube di inquinante risulta così determinata innanzitutto dalla configurazione di insieme dei puff, mentre la *diffusione* turbolenta viene simulata mediante l'allargamento orizzontale e verticale di ogni singolo puff. Questo viene parametrizzato mediante formule empiriche, solitamente funzione della stabilità atmosferica e del tempo / distanza di volo. Le concentrazioni in ogni punto del dominio di calcolo vengono poi calcolate mediante sovrapposizione dei contributi dei singoli puff. Il loro funzionamento presuppone la conoscenza del *campo di vento* (bi- tridimensionale) relativo all'area in esame: questo di solito viene calcolato mediante un opportuno modello di campo di vento che può o meno essere implementato in un pre-processore legato al modello. Nel modo più semplice la determinazione del campo di vento, in particolare in condizioni di terreno complesso, viene tipicamente effettuata in modo diagnostico a partire da un certo numero di misure al suolo e in quota e dalla conoscenza dell'orografia del sito. In alternativa è possibile utilizzare, laddove possibile, le uscite di un modello meteorologico prognostico. Numerose varianti sono state messe a punto per trattare situazioni particolari o per ridurre lo sforzo computazionale:

- schemi di suddivisione dei puff (al crescere della distanza reciproca, per mantenere una certa rappresentatività del campo di moto e di concentrazione, oppure per interazione con un'eventuale inversione in quota);
- schemi di ricombinazione (funzione della distanza tra i puff, per contenerne il numero);

- schemi misti puff / segmenti (per esigenze analoghe a quelle sopra esposte; i segmenti sono tratti di pennacchio gaussiano compresi tra due piani di sezione trasversali allo stesso);
- possibilità di considerare reazioni chimiche del primo ordine o fenomeni di deposizione (secca e/o umida).

In virtù della loro formulazione dinamica, i modelli a puff possono tenere conto di emissioni non stazionarie, variando la frequenza di rilascio dei puff o la massa ad essi associata, oppure di rilasci estemporanei di materiale. Ciò consente di considerare in modo più realistico le trasformazioni e i fenomeni di rimozione, pur limitandosi a quelli di tipo lineare. Un altro punto critico è dato dal numero di sorgenti trattabili, virtualmente illimitato, ma di fatto legato al tempo di calcolo.

Va segnalato infine come la possibilità di considerare una meteorologia non omogenea e non stazionaria consenta di effettuare simulazioni su distanze maggiori rispetto a quelle possibili con i modelli di impostazione gaussiana.

A questa classe di modelli appartengono CALPUFF, fNPUFF, MESOPUFF e SAFE\_AIR.

### 5.5 Modelli a particelle

I modelli di questo tipo simulano la dispersione di inquinanti in atmosfera utilizzando un numero molto elevato di particelle elementari indipendenti. Queste sono immerse in un campo di moto che è somma di due termini: un campo di vento deterministico, che rende conto del moto medio dell'atmosfera, e un campo di componenti semicasuali che descrive le fluttuazioni attorno al valore medio. Le fluttuazioni sono descritte in termini stocastici: mediante una serie di distribuzioni i cui parametri sono direttamente legati alle caratteristiche della turbolenza in ogni punto del dominio di calcolo. Le concentrazioni vengono quindi calcolate contando il numero di particelle in ogni cella di un grigliato, adottando o meno per ognuna di esse una certa distribuzione di massa.

I modelli sviluppati differiscono per l'articolazione degli schemi di turbolenza adottati, in grado di trattare ad esempio condizioni omogenee piuttosto che terreno complesso. Mediante questi modelli è possibile trattare sorgenti di geometria qualsiasi, a patto di generare distribuzioni iniziali di particelle dalla forma appropriata, variabili nel tempo a piacimento.

Per il loro funzionamento è necessaria la conoscenza del *campo di vento* tridimensionale, così come nei modelli a puff, nonché della *turbolenza* sull'intero dominio di studio. Anche in questo caso dunque, al modello di dispersione propriamente detto va accoppiato un modello di campo di vento, alimentato da un consistente numero di misure, al suolo e in quota.

La necessità di utilizzare dei passi di simulazione molto brevi, legata ai tempi di scala della turbolenza, determina l'elevato costo computazionale di questi modelli; un altro vincolo è dato dalla necessità di rappresentare ogni sorgente con un numero adeguato di particelle, ponendo di fatto una limitazione al numero di sorgenti in relazione alle caratteristiche del calcolatore impiegato. La necessità di disporre di potenze di calcolo adeguate ha limitato in passato l'utilizzo di questi modelli, ma questo vincolo diviene via via meno critico in virtù del continuo sviluppo dell'hardware. Tra i pochi codici attualmente disponibili sul mercato, usciti dall'ambito di ricerca, si segnalano LADM e SPRAY.

Questi modelli si prestano ad uno studio molto dettagliato della dispersione di inquinanti in condizione di terreno complesso, limitatamente ad inquinanti poco reattivi, consentendo di studiare i casi più critici. Legati in passato più che altro a simulazioni di breve periodo, l'evoluzione dei mezzi di calcolo ne consente ora un utilizzo operativo anche in sede di controllo in tempo reale, ad integrazione delle informazioni fornite dalle reti di monitoraggio e, in un prossimo futuro, come strumenti di supporto alla pianificazione.

### 5.6 Modelli a griglia

I modelli Euleriani a griglia si basano sull'integrazione numerica diretta dell'equazione di trasporto e diffusione turbolenta in un dominio bi- o tridimensionale. Questo viene discretizzato sulla base di un grigliato, solitamente cartesiano, a spaziatura fissa o variabile, adottando co-

me coordinata verticale la quota s.l.m. o un valore normalizzato in ogni punto in funzione dell'altezza del dominio e dell'orografia sottostante. Per la risoluzione vengono poi impiegati diversi *metodi numerici*, appartenenti di solito alle classi delle differenze finite o, più raramente, a quelle degli elementi finiti o dei metodi spettrali. Va rilevato come la bassa diffusività numerica dei metodi adottati nei modelli più recenti consenta ora di considerare realmente anche la diffusione orizzontale, un tempo inclusa più che altro per ragioni di tipo formale. I modelli si differenziano anche per il trattamento del termine turbolento: una scelta molto comune è di esprimerlo sotto forma del prodotto tra il gradiente di concentrazione e un coefficiente di *diffusione*. Per quest'ultimo, dipendente dalla direzione (orizzontale o verticale), sono disponibili diverse formulazioni, funzioni delle condizioni meteorologiche locali e della struttura verticale dell'atmosfera.

All'equazione di base vengono poi aggiunti termini che consentono di trattare alcuni particolari fenomeni. Oltre alle emissioni, che devono essere specificate su un grigliato (e quindi di tipo areale / volumetrico), questi possono tenere conto:

- delle trasformazioni chimiche (ad ogni cella del grigliato vengono associate più variabili, che descrivono le concentrazioni delle specie considerate da un particolare schema chimico: in generale quindi l'equazione di trasporto e diffusione va risolta per ognuna delle specie considerate; le trasformazioni chimiche che le coinvolgono, funzioni delle condizioni ambientali, vanno a determinare i coefficienti di un sistema di equazioni differenziali ordinarie che descrive, per ogni punto griglia, l'evoluzione congiunta delle diverse specie; gli schemi di reazione si differenziano oltre che per le specie e le reazioni coinvolte, anche per il fatto di considerare una o più fasi ed i relativi trasferimenti di massa);
- delle deposizioni secche (queste di solito vengono assunte proporzionali al gradiente di concentrazione in prossimità del suolo, secondo una velocità di deposizione; quest'ultima è funzione della specie chimica, ed è solitamente calcolata da un sottomodulo particolare, sulla base della conoscenza della micrometeorologia e delle caratteristiche del suolo);
- delle deposizioni umide (funzione in generale dell'intensità e del tipo di precipitazione, nonché della specie chimica considerata; si differenziano per il modo in cui trattano washout e/o rainout, nonché le varie fasi presenti in atmosfera).

Ognuno dei termini aggiuntivi viene integrato numericamente, solitamente con metodi ad hoc. Questi modelli necessitano di un notevole *input meteorologico*, consistente tipicamente in serie di campi su grigliato bi- o tridimensionale: vento, turbolenza, temperatura, altezza dello strato di rimescolamento, ed eventualmente copertura nuvolosa, umidità e precipitazioni, nonché di informazioni legate al terreno, quali orografia, copertura vegetativa, stato del suolo. L'input meteorologico viene di solito predisposto a parte dall'utente, utilizzando un opportuno pre-processore o modello meteorologico. In alcuni casi il modello di dispersione / trasformazione degli inquinanti è invece incluso nel modello meteorologico stesso, che quindi risolve la dinamica degli inquinanti contemporaneamente al flusso e alle altre variabili atmosferiche di interesse.

L'*input emissivo* è funzione dello schema chimico adottato (vanno specificate le emissioni per ogni specie considerata) ed è legato alle celle del grigliato; opportuni moduli consentono poi in alcuni modelli di considerare anche emissioni di diversa geometria ed allocarle sulle celle del grigliato computazionale.

Agli ingressi sopra elencati vanno aggiunte infine le *condizioni iniziali ed al contorno* (tempo-varianti o meno, a seconda del modello) per ogni specie chimica considerata.

I modelli a griglia si prestano per la simulazione di un gran numero di sorgenti, in presenza di reazioni chimiche (lineari o meno) e di condizioni meteorologiche complesse. Sono dunque appropriati per studi di bacino, tipicamente in comprensori industriali e/o urbani: più che per la valutazione dell'impatto di singole sorgenti possono essere utilizzati come supporto all'elaborazione di strategie di abbattimento delle emissioni su vaste aree. Il costo computazio-

nale legato al loro utilizzo è comunque elevato, così come è notevole lo sforzo per la predisposizione dell'input (di fatto raramente vengono impiegati per valutazioni di lungo periodo). Modelli a griglia sono CALGRJD e UAM.

Come classe aggiuntiva va segnalata infine quella dei cosiddetti modelli a *box*. Questi trascurano completamente la variabilità spaziale della meteorologia e del campo di concentrazioni, limitandosi a considerare un unico elemento (di solito un parallelepipedo o un cilindro) all'interno del quale si assumono condizioni uniformi. La concentrazione degli inquinanti (ed eventualmente la sua evoluzione nel tempo) viene di solito calcolata tramite equazioni empiriche, oppure applicando le equazioni di conservazione al volume del *box*. Queste possono essere poi corredate in vario modo, mediante termini che tengono conto, oltre agli scambi attraverso le facce del volume di controllo, della loro variazione nel tempo, delle trasformazioni chimiche delle specie considerate e dei fenomeni di deposizione.

La classe dei modelli a *box* è molto varia al suo interno: semplici modelli semiempirici vengono inclusi come moduli specifici di altri modelli, appartenenti ad una delle classi sopra descritte, per la simulazione in particolari condizioni (es. cavità di ricircolo in prossimità di edifici, canyon stradali, calma di vento in presenza di un'inversione in quota, ecc.); altri modelli a *box*, corredati di opportuni schemi chimici, possono invece essere utilizzati per analisi preliminari su aree industriali e comprensori urbani in presenza di inquinanti reattivi. PBM appartiene a quest'ultima categoria.

Come considerazione operativa di ordine generale va osservato come buona parte dei modelli attuali, disponibili sotto forma di codice sorgente o di eseguibili per particolari piattaforme hardware, prevedano un input / output di tipo "tradizionale", sotto forma di file di testo organizzati con opportuni formati. Negli ultimi anni si stanno tuttavia diffondendo pacchetti, soprattutto nel campo dei prodotti commerciali, corredati di interfacce utente in grado di gestire i dati e le simulazioni, dotate di grafica, help in linea e/o connessi a Sistemi Informativi Geografici (es. per la gestione dei dati di emissione e territoriali, per la visualizzazione ed analisi dei risultati, ecc.).

La loro semplicità d'uso tuttavia non è solo dettata dalla presenza o meno di opportune interfacce, ma dal numero e dalla complessità delle informazioni necessarie per utilizzarli.

Va segnalato infine un punto di riferimento importante per lo sviluppo e la distribuzione di modelli di dispersione di inquinanti: l'U.S. EPA (Environmental Protection Agency). Gli Stati Uniti vantano infatti una tradizione ormai quasi ventennale nell'utilizzo dei modelli di dispersione come strumenti di supporto alle decisioni: l'U.S. EPA infatti mette periodicamente a punto a questo scopo delle linee guida (EPA, 1986) che individuano i modelli più appropriati nonché le situazioni in cui essi vanno utilizzati. I modelli sono suddivisi in due gruppi: modelli "preferiti" e modelli "alternativi". I primi sono modelli che sulla base del confronto con dati sul campo si sono dimostrati superiori ad altri, all'interno di una determinata categoria, e rispondono a requisiti aggiuntivi di semplicità d'uso, disponibilità, familiarità presso gli utenti, nonché utilizzo di tecniche modellistiche assestate. Negli Stati Uniti il loro impiego non richiede di norma una dimostrazione di applicabilità, a patto che vengano rispettate le indicazioni date per il loro corretto utilizzo. Un modello alternativo può essere invece utilizzato in casi in cui sia possibile dimostrare, per il caso in esame, l'equivalenza delle stime fornite dal modello con quelle di un modello preferito, oppure il modello in questione si riveli superiore ad un modello preferito sulla base di una valutazione statistica con dati di qualità dell'aria, o infine se, per il particolare scenario fisico in questione, non esistono modelli preferiti appropriati.

## Bibliografia

- Avouris N., Page B. (a cura di) (1995) *Environmental Informatics*, Kluwer Academic Publ., Dordrecht.
- Beck M.B., Jakeman A.J., McAleer M.J. (a cura di) (1993) *Modelling Change ~ Environmental Systems*, John Wiley, Chichester.
- Denzer R., Russel D., Schimak G. (a cura di) (1996) *Environmental Software Systems*, IFIP-Chapman & Hall, Londra.
- Guariso G. (a cura di) (1992) *Guida di Informatica Ambientale*, Pàtron Ed., Bologna.
- Guariso G., Page B. (a cura di) (1993) *Computer Support for Environmental Impact Assessment*, IFIP Proc. B- 16, Elsevier-North Holland, Amsterdam.
- Guariso G., Rizzolj A. (a cura di) (1994) *Software Ambientale*, Pàtron Ed., Bologna.
- Guariso G., Werthner H.(1989) *Environmental Decision Support Systems*, E. Horwood Publ., Chichester.
- Henderson-Seliers B., McAleer M.J., Jakeman A.J. (a cura di) (1996) Environmental and Ecological Models for Simulation and Management, numero speciale di *Ecological Modelling*, voi. 86, n. 2-3.
- Zannetti P. (a cura di) (1995) *Environmental Modelling*, voli. I e II, Computational Mechanics Publ., Southampton.
- Mackenzie L. Davis, David A. Cornwell, Environmental Engineering, McGraw-Hill International Edition.
- Guarico, Calori, De Leo, del Furia - *100 programmi per l ambiente, Guida a software, banche dati e siti internet*, Città studi edizione 1997.
- Benarie M.M. (1980) *Urban airpollution modelling*, MacMillan Press, Londra.
- EPA (1986) *Guidelines on air quality models*, Rep. EPA-450/2-78-027R, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- Finlayson-Pitts B.J., Pitts J.N. ir. (1986) *Atmospheric chemistry*, John Wiley & Sons, New York.
- Finzi G., Brusasca G. (1991) *La qualità dell'aria - Modelli previsionali e gestionali*, Masson, Milano.
- Hanna S.R., Briggs G.A., Hosker R.P. (1982) *Handbook on atmospheric diffusion*, U.S. Department of Energy, Office of Health and Environmental Research, Document DOE/TIC-1 1223.
- Houghton D.D. (a cura di) (1985) *Handbook of applied meteorology*, Wiley-Interscience, New York.
- Nieuwstadt F.T., van Dop H. (1982) *Atmospheric turbulence and air pollution modeling*, D. Reidel Publishing Co., Dordrecht.
- Panofsky H.A., Dutton J.A. (1984) *Atmospheric turbulence*, John Wiley & Sons, New York.

- Pasquill F., Smith F.B. (1983) *Atmospheric diffusion* (3rd ed), Ellis Horwood, John Wiley & Sons, Chichester.
- Pike R.A. (1984) *Mesoscale meteorological modeling*, Academic Press, Londra.
- Seinfeld J.H. (1986) *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*, John Wiley & Sons, New York.
- Stern A.C., Bouble R.W., Fox D.L., Turner D.B. (1994) *Fundamentals of air pollution*, Academic Press, New York.
- Stull R.B. (1988) *An introduction to boundary layer meteorology*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.
- Turner D.B., Bender L.W., Pierce T.E., Peterson W.B. (1989) Air quality simulation models from EPA, *Environmental Software* ~ pp. 52-60.
- Zannetti P. (1990) *Air pollution modeling - Theories, computational methods and available software*, Computational Mechanics Publ., Southampton.





### 3 Appendice - Definizioni

Accuratezza – Precisione con cui il risultato e il valore di riferimento accettato sono fra loro concordanti. (ISO 5725, 1 parte).

Nota: il termine "accuratezza", quando applicato a una serie di valori osservati, descrive una combinazione di elementi casuali e un errore sistematico o una componente di "distorsione".

Adattamento (sensoriale) – Temporaneo cambiamento della sensibilità di un organo di ricezione sensoriale dovuto alla continua e/o ripetuta stimolazione. (ISO 5492).

Adattamento - Fenomeno corrispondente alla scomparsa progressiva della sensazione quando lo stimolo resta presente a livello costante. L'adattamento può essere completo o incompleto: in quest'ultimo caso è presente una sensazione residua che persiste finché dura lo stimolo.

Allucinazione olfattiva - Percezione di un odore che in realtà non esiste.

Anosmia - Mancanza di sensibilità agli stimoli olfattivi (ISO 5492).

Anosmia - Perdita della capacità, transitoria o permanente, di percepire uno o più odori.

Analizzatore olfattivo - Colui che partecipa ai test olfattivi.

Assicurazione di qualità - Tutte le azioni pianificate e sistematiche messe in atto per assicurare che un prodotto, processo o servizio soddisferà a determinati requisiti di qualità.

Assistente - Colui che partecipa alle prove dell'odore.

Atmosfera standard ISA (International Standard Atmosphere) - Atmosfera a parametri costanti i cui valori rappresentano la media delle differenti condizioni atmosferiche esistenti sulla Terra alle diverse latitudini, quote e stagioni. L'aria è considerata un gas perfetto, secco, non contenente pulviscolo atmosferico; la quota è quella del livello del mare:  $T = 15^{\circ}\text{C} = 288,15\text{ K}$ ;  $P = 1013,250\text{ hPa}$ ;  $r = 1,225\text{ kg/m}^3$ .

Bulbo olfattorio – I bulbi olfattori sono i componenti della parte anteriore del cervello e sono posti vicino alla platea cribriforme che lo separa e lo protegge dalla cavità nasale. Le fibre del nervo olfattorio convergono e terminano nei grumeruli del bulbo olfattorio. All'interno del grumerulo, l'assone forma contatti sinaptici innanzi tutto con il mitrale e con i neuroni che distribuiscono l'informazione olfattoria alle regioni più alte del cervello attraverso il tratto olfattorio. Il rapporto di convergenza dei neuroni olfattori sulle cellule mitrali nel grumerulo è di circa 1000:1. Gli assoni dei neuroni che risiedono nelle zone più alte del sistema nervoso centrale si protendono verso il bulbo olfattorio. Tale innervazione viene chiamata «input neurale efferente». Tali fibre efferenti terminano sui dendriti delle cellule mitrali e perigrumerulari che circondano il grumerulo. La loro funzione è quella di modulare sinotticamente, attraverso meccanismi inibitori, le informazioni sensoriali che arrivano dalla stimolazione odorosa dei recettori olfattori.

Cacosmia - Caso particolare di parosmia in cui la distorsione causa un effetto spiacevole

Campionamento dinamico – Il campionamento utilizzato nell'olfattometria diretta.

Campionamento statico – Il campionamento utilizzato nell'olfattometria posticipata.

Campione – Nel contesto di questo modello, il campione è il gas odoroso. È la quantità di gas considerata rappresentativa della massa di gas o del flusso di gas in esame, e che viene esaminata per determinare la concentrazione d'odore. (ISO 6879).

Carico specifico superficiale – È la portata di effluente riferita alla superficie filtrante, e si misura in  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Viene anche detto velocità specifica.

Carico specifico volumico - È la portata di effluente riferita al volume filtrante, e si misura in  $\text{m}^3/\text{m}^3\text{h}$ .

Ciglia olfattorie – Le ciglia olfattorie sono delle piccole frange dei dendriti dei neuroni olfattori recettori, posti nel muco olfattorio. Sono lunghi da 30 a 200  $\mu\text{m}$  e non si muovono autonomamente, come invece fanno le ciglia respiratorie, più corte. Da ogni dendrite olfattorio si protendono molte ciglia. Le ciglia olfattorie sono i siti associati con i meccanismi molecolari della recettività olfattoria e della traduzione sensoriale.

Concentrazione di odore,  $c_{\text{od}}$  ( $\text{ou}_E/\text{m}^3$ ) - Il numero di unità d'odore europea in un metro cubo di gas in condizioni standard.

Nota: La concentrazione di odore non è una funzione lineare dell'intensità. La legge di Steven descrive la relazione non lineare che intercorre fra stimolo odoroso e l'intensità percepita. Quando si usano concentrazioni di odore in modelli di dispersione, il problema è complicato dagli effetti dei tempi di mediazione del modello di dispersione, che complicano ulteriormente l'utilizzo della concentrazione d'odore come misura diretta per la dose. Per definire un "livello senza disturbo", l'intero metodo di valutazione del dosaggio, incluso il modello di dispersione, darà come risultato una dose. La relazione che intercorre fra tale "dose" e i suoi effetti (disturbo da odore) deve essere validata in situazioni pratiche per poter costituire uno strumento predittivo utile in caso di disturbi da odore.

Condizioni di ripetibilità – Condizioni in cui si ottengono risultati indipendenti utilizzando lo stesso metodo su un identico materiale nello stesso laboratorio mediante lo stesso operatore, usando le stesse apparecchiature in brevi intervalli di tempo.

Condizioni di riproducibilità – Condizioni in cui i risultati della prova sono ottenuti con lo stesso metodo su materiale di prova identico in diversi laboratori con operatori diversi e usando un'attrezzatura differente. (ISO 5725 – parte 1)

Condizioni standard per l'olfattometria – A temperatura ambiente (293 K, 25°C), pressione atmosferica normale (101,3 kPa) su base umida (come ISO 10780)

Nota: Tali condizioni sono applicate sia alle misurazioni olfattometriche sia alla portata volumetrica delle emissioni.

Efficienza di abbattimento dell'odore,  $h_{\text{od}}$  - La diminuzione della concentrazione di odore o della portata di sostanza odorosa dovuta ad una tecnica di abbattimento; tale diminuzione viene espressa come frazione (o percentuale) della concentrazione di odore o della portata di sostanza odorante in una corrente di gas non trattato.

Errore casuale - Errori imprevedibili la cui media tende a zero (ISO 5492).

Errore sistematico,  $d$  - La differenza fra il valore atteso dei risultati del test e il valore di riferimento accettato. (ISO 5725, 4 parte)

Nota: L'"errore sistematico" è anche chiamato "Bias".

Fattore di diluizione - Sia Q1 la portata di gas inodore che serve per diluire la portata di gas odorante Q2 : il fattore di diluizione è dato dalla relazione:

$$K = \frac{Q_1 + Q_2}{Q_2}$$

poiché tale fattore è adimensionale, le portate possono essere espresse indifferentemente in termini massivi o volumetrici.

Fattore di diluizione, Z - Il fattore di diluizione è il rapporto tra il flusso o il volume dopo la diluizione e il flusso o il volume del gas odoroso. (AFNOR NF X 43-104E).

Fattore di massima diluizione,  $Z_{max}$  - È una proprietà dello strumento e rappresenta la diluizione massima ottenibile con un olfattometro.

Fattore di minima diluizione,  $Z_{min}$  - È una proprietà dello strumento e rappresenta il fattore di diluizione minima ottenibile con l'olfattometro.

Flusso di gas presentato - Si intende il flusso di gas sottoposto ad un assistente. Può essere:

- un campione d'odore diluito
- un gas neutro (per esempio come aria di riferimento o neutra)

Gas inodore - Vedere gas neutro.

Gas inodore - È un gas costantemente giudicato inodore da ciascuno dei rino-analisti. In pratica si tratta di aria pura o di azoto eventualmente filtrato su carbone attivo (in questo caso è necessario informare i soggetti del pericolo di anossia derivante da un'aspirazione prolungata di questo gas). A causa dei fenomeni di adattamento, è difficile distinguere un gas realmente inodore da un gas che contiene odori ma al quale ci si è completamente assuefatti. D'altra parte, questa distinzione è fondamentale, perché un odore debole non percepito può mascherare l'odore che si sta cercando di individuare .

Gas neutro - Aria o azoto trattati in modo da essere il più possibile inodori e tali che, in accordo con i panelists partecipanti alle analisi, non interferiscano con l'odore durante le misurazioni.

Nota di sicurezza: L'azoto viene utilizzato esclusivamente per eseguire una prima prediluizione del campione stesso. Per l'olfattometro, il gas neutro utilizzato sia come flusso di riferimento che per la diluizione del campione deve essere aria.

Gas odoroso - Gas che contiene sostanze odoranti.

Giro - Un giro è la presentazione di una serie di diluizioni a tutti gli assistenti.

Indice di odore (O.I Odor Index) - è una grandezza adimensionale definita come rapporto tra la tensione di vapore di una sostanza e la soglia di riconoscimento al 100% dell'odore della stessa sostanza. Entrambe le grandezze vengono misurate in p.p.m.(1 atm=10<sup>6</sup>p.p.m.)

$$O.I. = \frac{P_v(T)}{R.T_{100}}$$

L'O.I. indica la capacità di una sostanza di provocare fenomeni di odore, mentre la soglia di riconoscimento misura la rilevabilità di una sostanza; tale indice non fornisce indicazioni circa la piacevolezza e la sgradevolezza dell'odore, legate invece al tono edonico.

Instabilità - Il cambiamento di una caratteristica durante un periodo di tempo fissato, che con-

siste in una parte sistematica (perturbazione) e in una casuale (dispersione). (dopo ISO 9169, sezione 6.2.2)

Intensità di odore – È una misura dell'oggettività dell'odore. Si quantifica per paragone con una serie di otto soluzioni di n-butanolo in aria. La prima soluzione contiene 15 p.p.m. di n-butanolo, mentre per ogni passo successivo la concentrazione raddoppia.

Intervallo di misura – Un intervallo di misura comprende tutte le concentrazioni d'odore che possono essere misurate da uno specifico olfattometro. Dipende dai fattori di minima e massima diluizione e dal passo di incremento. I valori numerici che definiscono l'intervallo di misurazione sono il fattore di minima diluizione moltiplicato per il passo di incremento elevato alla terza potenza e il fattore di massima diluizione diviso per il passo di incremento elevato alla terza potenza.

$$F_{\min}^3 \cdot Z_{\min} \leq \text{intervallo di misurazione} \leq F_{\max}^3 \cdot Z_{\max}$$

Intervallo strumentale di diluizione – Intervallo compreso fra il fattore di diluizione minimo e quello massimo.

Iperosmia - Esagerata sensibilità olfattoria.

Iposmia - Riduzione della capacità, transitoria o permanente, di percepire uno o più odori.

Livello di Odore Lod - Descrive l'intensità della sensazione odorosa e, analogamente al livello di intensità sonora, è espresso in decibel in quanto la risposta agli stimoli dell'apparato olfattivo è di tipo logaritmico.

$$Lod = 10 \cdot \log_{10} \left( \frac{C}{C_0} \right) \text{ [dB]}$$

C= concentrazione dell'odorante.

C<sub>0</sub>= concentrazione di soglia olfattiva.

Limite di percezione - vedere "limite inferiore di percezione".

Limite di ripetibilità, r –Valore inferiore o uguale al quale il valore assoluto della differenza tra due risultati di un test ottenuti in condizioni di ripetibilità è atteso con probabilità 0.95. (ISO 5725- parte 1, modificata).

Nota: In questo modello il risultato della prova è il logaritmo decimale della soglia del pannello.

Limite di riproducibilità, R – Valore inferiore o uguale al quale il valore assoluto della differenza tra due risultati di un test ottenuti in condizioni di riproducibilità è atteso con probabilità 0.95. (ISO 5725- parte 1, modificata).

Nota: In questo modello il risultato della prova è il logaritmo decimale della soglia del pannello.

Limite inferiore di percezione LDL (Lower Detection Limit) – valore inferiore della caratteristica della qualità dell'aria che, con una probabilità del 95%, non può essere confusa con un campione di riferimento. (ISO 6879).

Massa Odorosa di Riferimento Europea EROM - Il valore di riferimento accettato per l'unità europea di odore, pari ad una quantità di massa definita di materiale di riferimento certificato.

Nota: 1 EROM equivale a 123 mg di n-butanolo (CAS 71-36-3). Questa quantità, evaporata in un metro cubo di gas neutro, è pari a 0,04 mmol/mol.

**Materiale di riferimento** - Per questo modello internazionale: sostanza o miscela di sostanze, la cui composizione è nota con una precisione specificata, e di cui una o più proprietà sono sufficientemente ben stabilite per essere utilizzate per la taratura di apparecchiature, nella valutazione di metodi di misura, o per assegnare dei valori ai materiali (ISO 6879).

**Materiale di riferimento certificato, CRM** - Un materiale di riferimento di cui uno o più valori caratteristici sono certificati da una procedura tecnicamente valida e che segue o è accompagnata da un certificato o altra documentazione pubblicata da un corpo certificante (ISO 5725 parte 4).

Nota: Per questo scopo l'Istituto Olandese di Misurazione in Delft certifica i materiali di riferimento paragonandoli a miscele di gas standard. In questo momento non è presente un corpo di certificazione europeo per i gas.

**Metodo di scelta forzata** - In questo standard viene applicata la seguente definizione: un metodo olfattometrico in cui gli assistenti sono obbligati a scegliere tra due o più flussi d'aria, uno dei quali è il campione diluito, anche se non osservano alcuna differenza.

**Metodo oggettivo** - Qualsiasi metodo nel quale gli effetti di opinioni personali sono minimizzati.

**Metodo Sì/no** - Metodo olfattometrico in cui gli assistenti sono tenuti a giudicare se un odore è percepibile o meno.

**Metodo soggettivo** - Qualsiasi metodo in cui vengono prese in considerazione le opinioni personali. (ISO 5492)

**Misura unica** - Identica alla misurazione, vedere anche risultato delle prove.

**Misurazione** - La presentazione ai panelists delle serie di diluizioni necessarie a produrre un numero sufficiente di dati per il calcolo della concentrazione di odore di un campione.

**Nervo trigeminale** - Le terminazioni nervose libere del quinto nervo craniale, detto trigemino, innervano le mucose nasali e la lingua. La stimolazione delle terminazioni del nervo trigemino nella mucosa nasale, dovuta a certe fragranze, provoca una sensazione di calore, mentre la stimolazione dovuta a composti nocivi produce una sensazione di irritazione, bruciore o di freddo. Si dice che circa il 70% degli odori stimolino il nervo trigemino. Gli assoni dei neuroni trigeminali terminano in una regione del cervello diversa rispetto ai neuroni olfattori recettori.

**Neuroni olfattori** - Il primo nervo craniale è il nervo olfattorio. Esso è composto dagli assoni di neuroni recettori bipolari che risiedono nella mucosa olfattoria. Il polo dendritico del neurone recettore si protende verso la mucosa superficiale ove termina in numerose ciglia. Il polo del cilindrase si prolunga attraverso il nervo olfattorio, ove insieme a molti altri assoni, termina in molteplici grumeruli del bulbo olfattorio nel cervello. Il nervo olfattorio è facilmente distinguibile dagli altri nervi craniali grazie alle sue caratteristiche istologiche. I neuroni recettori olfattori hanno una vita media di circa cinque-sei settimane. Vengono continuamente rimpiazzati da cellule basali poste nella mucosa olfattoria.

**Numero di odore (T.O.N., Threshold Odor Number)**: rappresenta il numero di volte che un dato volume di gas deve essere diluito con aria deodorizzata prima di essere percepita dal 50% del gruppo di esperti. In sostanza, è il valore dell'intensità di odore espressa in unità di odore.

$$\text{T.O.N.} = \frac{A+B}{A}$$

A= ml di campione odoroso

B= ml di aria deodorizzata necessaria affinché la miscela raggiunga la soglia di percezione.

Tale misura è adimensionale, anche se generalmente viene espressa come unità di odore per unità di volume (OU/m<sup>3</sup>) per poter quantificare le emissioni in termini di unità di odore per unità di tempo.

Il T.O.N. può anche essere indicato come Odor Concentration, e viene misurato in D/T (Dilution to threshold).

Odorante - Sostanza che stimola il sistema olfattivo umano permettendo così la percezione di un odore. (COST 681, modificato)

Odorare - Individuare o tentare di individuare un odore.

Odore - Caratteristica organolettica percepibile dall'organo olfattivo durante l'inalazione di alcune sostanze volatili. (ISO 5492)

Olfattivo - Pertinente al senso dell'odore.

Olfattometria - Misurazione della risposta degli assistenti allo stimolo olfattivo. (ISO 5492)

Olfattometria dinamica - Olfattometria che fa uso di un olfattometro dinamico.

Olfattometria diretta - Misurazione delle concentrazioni di odore senza alcun ritardo di tempo tra il campionamento (operazione) e la misurazione; è l'equivalente del campionamento dinamico nell'olfattometria in linea. (AFNOR NF X 43-104E).

Olfattometria in linea - Vedere olfattometria diretta.

Olfattometria posticipata - Misurazione di un odore con un ritardo di tempo tra il campionamento e la misurazione. Il campione d'odore è mantenuto in un apposito contenitore. (AFNOR NF X 43-104E).

Olfattometro - Apparato nel quale un campione di gas odoroso è diluito con gas neutro secondo un rapporto definito, e presentato agli assistenti.

Olfattometro - Dispositivo che permette di controllare la diluizione della miscela odorante con gas inodore e di presentare la miscela diluita a un rino-analista. Il tasso di diluizione deve poter variare da 10 a 10<sup>4</sup>, nella misura in cui la tossicità del gas lo permette, in uno o più stadi. Tale variazione deve essere veloce, malgrado i fenomeni di adsorbimento di prodotti odoranti nell'apparecchiatura.

Si distinguono gli olfattometri dinamici da quelli statici: i primi effettuano la diluizione miscelando due portate note di gas odorante e inodore direttamente all'uscita comune dei due gas. Il tasso di diluizione, in questo caso, si calcola a partire dalle portate.

Gli olfattometri statici, invece, effettuano la diluizione miscelando due volumi noti di gas odorante e inodore in un unico recipiente prima dell'uscita. Il tasso di diluizione viene calcolato a partire dai volumi.

Olfattometro dinamico - Un olfattometro dinamico eroga in un'unica uscita un flusso di miscele di odori e di gas neutri con un fattore di diluizione noto. (AFNOR NF X 43-104E, modificata).

Olfattometro statico - Un olfattometro statico diluisce mediante miscelazione di due volumi noti di gas, rispettivamente odoroso e non odoroso. Il tasso di diluizione è calcolato a partire dai volumi. (AFNOR X 43-101E).

Operatore - Persona coinvolta direttamente nel funzionamento dell'olfattometro e che istruisce i panelists in materia di olfattometria.

Panelist - Assistente qualificato a giudicare i campioni di gas odoroso, usando l'olfattometria dinamica nei limiti di questo modello.

Panel - Gruppo di panelists.

Panel di odore - Vedere panel.

Parosmia - Modificazione qualitativa della funzione olfattoria e consiste nella percezione sbagliata di un odore reale.

Passo di incremento,  $F_s$  - Il fattore mediante cui ogni passo di diluizione in una serie di diluizioni differisce dal precedente e dal seguente.

Percezione - Consapevolezza degli effetti di uno o più stimoli sensoriali. (ISO5492)

Percezione dell'odore - Consapevolezza della sensazione risultante da un'adeguata stimolazione del sistema olfattivo.

Persona responsabile - Persona totalmente responsabile dell'olfattometria in un laboratorio.

Portata di sostanza odorante  $q_{od}$  - La portata di sostanza odorante è la quantità di sostanza osmogena passante attraverso una sezione di passaggio per unità di tempo. È il prodotto della concentrazione dell'odore  $c_{odr}$  della velocità di uscita  $v$  e dell'area di uscita  $A$  o il prodotto della concentrazione d'odore  $c_{od}$  per la rispettiva portata volumetrica  $V$  di corrente gassosa non trattata. Si misura in  $ou/h$  (o  $ou/min$  o  $ou/s$ , rispettivamente).

$$q_{od} = c_{odr} \cdot v \cdot A = c_{od} \cdot V$$

Nota: la portata di odorante (emissione) è la quantità equivalente alla massa emessa o alla portata volumetrica, come, per esempio, nei modelli di dispersione.

Precisione - Vicinanza di accordo tra risultati di prove indipendenti ottenuti sotto condizioni ben definite. (ISO 5725- 1 parte)

Nota: La precisione dipende dalla distribuzione degli errori casuali e non è correlata al valore vero o al valore di riferimento accettato. La misura della precisione è solitamente espressa in termini di imprecisione e calcolata come deviazione standard dei risultati delle prove. Maggiore è la deviazione standard, maggiore è l'imprecisione. Per "risultati di prove indipendenti" si intendono i risultati non influenzati da alcun risultato precedentemente ottenuto per materiali uguali o simili.

Presentazione - Una presentazione è la presentazione di un campione diluito a un assistente (NV N 2820).

Qualità - La totalità delle particolarità e delle caratteristiche di un prodotto o di un servizio che nasce dalla sua capacità di soddisfare bisogni espressi o impliciti. (ISO 6879)

Recettore olfattivo - Parte specifica del sistema olfattivo che risponde a un odore. (dopo ISO 5492)

Riferimento sensorio - Il flusso di gas presentato a cui viene paragonato il campione diluito.

Ripetibilità - Precisione in condizioni di ripetibilità (ISO 5725 -1 parte).

Riproducibilità - Precisione in condizioni di riproducibilità.(ISO 5725 – parte 1).

Risultato della prova – Il valore di una caratteristica ottenuto eseguendo una sola volta e completamente una misurazione specifica. (ISO 5725 – 1 parte)

Scelta del panel - Procedura per determinare se il risultato ottenuto dai panelists è in accordo con i criteri di selezione. Vedi anche selezione dei panelists.

Selezione dei panelists - Procedura per determinare quali assistenti sono qualificati come panelists.

Serie di diluizioni – Una sequenza di diluizioni sottoposte a un partecipante alle analisi olfattive per ottenere una stima della soglia individuale.

*Nota: Una serie di diluizioni pu consistere in:*

- una serie di presentazioni in ordine crescente o casuale in cui si verificano cambiamenti significativi da risposte fondatamente VERE a risposte FALSE. (vedere anche la fig. 1);
- un modello ripetuto di presentazioni secondo la procedura descritta in AFNOR NF X 43-101.

Serie di presentazione - Presentazione di una diluizione a tutti i panelists in un unico giro.

Soglia d'identificazione - Vedere soglia di riconoscimento.

Soglia del panel - Soglia di percezione applicata al panel.

Soglia di gruppo - Soglia di percezione facendo riferimento a un gruppo di assistenti.

Soglia di odore - Vedere soglia del panel.

Soglia di percezione individuale ( I.P.T. Individual Perception Threshold) - è la più bassa concentrazione di un particolare odore alla quale un individuo dà analoghe risposte, quando viene stimolato olfattivamente in tempi distinti e separati da una stessa sostanza odorosa.

Soglia di percezione della popolazione - Soglia di percezione applicata a una generica popolazione, se non altrimenti specificata.

Soglia di percezione della popolazione (P.P.T.50, Population Perception Threshold) – E' la concentrazione alla quale il 50% della popolazione esposta, con un normale senso dell'odorato, avverte la presenza di un odore.

Soglia di riconoscimento - La concentrazione di odore che ha la probabilità di 0.5 di essere percepita alle condizioni del test (Definizione non usata nella pr EN 13725).

Soglia di riconoscimento al 50 o 100% (R.T.50, R.T.100: recognition threshold 50%, 100%) - è la concentrazione alla quale la percentuale indicata del gruppo di esperti riconosce la presenza di una specifica sostanza, causa dell'odore.

Soglia di riconoscimento della popolazione (P.I.T.50, Population Identification Threshold) - è la concentrazione alla quale il 50% della popolazione esposta può identificare e descrivere l'odore, o almeno comparare l'odore avvertito a quello di un'altra sostanza nota.

Soglia d'odore - Vedere soglia di panel.

Soglia individuale - Soglia di percezione facendo riferimento a un singolo analizzatore.



Soglia olfattiva, (T.O.C.: Threshold Odor Concentration) – È definibile in più modi:

- soglia di percezione assoluta, cioè concentrazione a cui è certa la rilevabilità del/degli odori;
- soglia di riconoscimento della /delle sostanze responsabili degli odori;
- soglia di fastidio o di contestazione.

Queste soglie olfattive possono essere espresse al 50%o al 100%, rappresentando così la percentuale del gruppo (rino-analisti o popolazione) che riconosce la presenza di un odore. Quando l'indice di soglia è fornito senza alcuna qualificazione va inteso come soglia di riconoscimento al 50%.

Soglia di percezione, (per un campione ambientale) - Il fattore di diluizione al quale il campione, alle condizioni del test, ha una probabilità di 0.5 di essere percepito.

Soglia di percezione, (per un materiale di riferimento) - La concentrazione di odore che, alle condizioni del test, ha la probabilità di 0.5 di essere percepita.

Soglia di riconoscimento - Concentrazione di odore che ha probabilità di 0.5 di essere riconosciuta alle condizioni della prova (definizione non utilizzata in questo modello).

Soglia individuale - Soglia di percezione riferita ad un individuo.

Sorgenti diffusive - Sorgenti di dimensioni definite (di solito una sorgente superficiale) che non hanno un flusso di scarico definito, per esempio discariche, lagune, campi dopo la concimazione, cataste di compost non aerati.

Sorgenti sfuggenti (fughe) – Sorgenti difficili da identificare che rilasciano una quantità indefinita di sostanze odorose, per esempio le perdite di valvole o flange, sfiati di ventilazione passivi, ecc.

Sostanza – Specie di materiale con composizione chimica definita (COST 681).

Stanchezza sensoria – Forma di adattamento che comporta una diminuzione di sensibilità (ISO 5492).

Stima della soglia individuale, ITE o  $Z_{ITE}$  - Soglia di percezione riferita un individuo e stimata sulla base di una serie di diluizioni.

Stimolo olfattivo - Ciò che può eccitare un recettore olfattivo (ISO 5492, modificato).

Tempo di crescita strumentale - Tempo necessario alla lettura per passare, (per convenzione), dal 10% al 90% dell'ultimo cambiamento nella lettura del segnale d'uscita (ISO 6879). Per strumenti nei quali avvengono oscillazioni di transitorio durante la lettura finale del segnale di uscita, il tempo di crescita è il tempo richiesto dalla lettura strumentale per passare (per convenzione) dal 10% dell'ultimo cambiamento della lettura fino alla diminuzione delle oscillazioni a meno del 10% dell'ultimo cambiamento nella lettura dello strumento stesso.

Tempo di decadimento strumentale - Tempo necessario alla lettura per passare, (per convenzione), dal 10% al 90% dell'ultimo cambiamento nella lettura del segnale d'uscita (ISO 6879). Per strumenti nei quali avvengono oscillazioni di transitorio durante la lettura finale del segnale di uscita, il tempo di decadimento è il tempo richiesto dalla lettura strumentale per passare (per convenzione) dal 10% dell'ultimo cambiamento della lettura fino alla diminuzione delle oscillazioni a meno del 10% dell'ultimo cambiamento nella lettura dello strumento stesso.

Tempo di risposta strumentale - Tempo necessario a uno strumento per rispondere ad un repentino cambiamento del valore della caratteristica di qualità dell'aria. È la somma del tempo di ritardo e di quello di crescita (modalità di crescita) o del tempo di ritardo e del tempo di caduta (modalità di caduta) (ISO 6879, modificato).

Tempo ritardo strumentale - Tempo richiesto per raggiungere il 10% (per convenzione) del cambiamento finale della lettura dello strumento (ISO 6879).

Tono edonico (sensazione di spiacevolezza o gradimento) - Rappresenta il senso di piacere o di molestia che si accompagna all'odore rilevato.

Turno - Un turno è la presentazione di una serie di diluizioni a tutti i partecipanti all'analisi olfattiva.

Tracciabilità - La proprietà del risultato di una misurazione spiegabile attraverso una catena ininterrotta di paragoni con materiali di riferimento appropriati, generalmente materiali di riferimento nazionali o internazionali, avvalendosi di modelli di misurazione di accuratezza sempre maggiore.

Unità d'odore (ou) - Un'unità di odore è la quantità di (una miscela di) odori presenti in un metro cubo di gas odoroso (in condizioni standard) alla soglia di percezione del panel.

Nota: Vedere anche "Unità di Odore Europea"  $ou_E$ .

Unità Europea di Odore ( $ou_E$ ) - La quantità di odorante che, quando evaporata in un metro cubo di gas neutro in condizioni standard, provoca una risposta fisiologica in un gruppo di panelists (soglia di percezione) pari a quella provocata da una Massa Odorosa di Riferimento Europea (EROM: European Reference Odour Mass), evaporata in un metro cubo di gas neutro in condizioni standard.

Valore atteso,  $m$  - Il valore medio ottenuto dopo un numero crescente di misure.

Valore di riferimento - Vedere valore di riferimento accettato.

Valore di riferimento accettato,  $m$  (o valore vero) - valore al quale concordemente si fa riferimento per confronti, e che è ricavato da un valore comunemente ritenuto valido, il quale si basa su lavori sperimentali in collaborazione sotto l'osservazione di un gruppo di scienziati o di ingegneri (ISO 5725, parte 1, abbreviato).

Valutazione della competenza - Sistema per verificare obiettivamente i risultati ottenuti da un laboratorio mediante un'agenzia esterna.

Veridicità - La vicinanza di accordo tra il valor medio ottenuto da una grande serie di risultati di prove e un valore di riferimento accettato (ISO 5725 -parte 1)

Nota: la misura della veridicità è espressa in termini di errore sistematico (bias).

Zona olfattoria - La mucosa olfattoria è posta nella parte alta della cavità nasale in una regione detta nicchia nasale. Occupa un'area di circa  $2.5 \text{ cm}^2$ , separata bilateralmente dal setto nasale. La mucosa è di colore giallo-bruno, e capace di dilatarsi grazie all'innervazione vascolare. Ha spessore di circa  $60 \text{ mm}$ . Gli odori vengono percepiti solo quando la mucosa è umida, cioè quando è coperta da uno strato di muco che viene prodotto primariamente dalle ghiandole di Bowman. Tutte le sostanze osmogene devono permeare lo strato di muco per raggiungere i recettori olfattori.

## 4. Appendice - Unità di misura

Simbolo	Descrizione	Unità di misura
A	AREA	m <sup>2</sup>
Ad	Accuratezza degli strumenti di diluizione	
Aod	Accuratezza della misurazione dell'odore	
Aw	Fattore statistico per il calcolo dell'accuratezza	
Aw,d	Fattore statistico per il calcolo dell'accuratezza della diluizione	
B	Componente dell'errore sistematico dovuta al laboratorio	
C <sub>od</sub>	Concentrazione d'odore	OU/m <sup>3</sup>
C <sub>od, trattato</sub>	Concentrazione d'odore nel gas trattato	OU/m <sup>3</sup>
C <sub>od, non trattato</sub>	Concentrazione d'odore nel gas non trattato	OU/m <sup>3</sup>
d w	Veridicità espressa come stima dell'errore sistematico proprio del laboratorio	
d w,d	Veridicità espressa come stima dell'errore sistematico dovuto alla regolazione della diluizione	
e	Errore casuale del risultato della prova	
EROM	Errore casuale del risultato della prova European Reference Odour Mass: massa di odore di riferimento europea	µg n-butanolo
Fs	Passo di incremento o fattore di scala	
Id	Instabilità di una diluizione	%
ITE <sub>sostanza</sub>	Individual Threshold Estimate: Stima della soglia individuale di una sostanza nota	mg/m <sup>3</sup>
LDL	Limite inferiore di percezione	OU/m <sup>3</sup>
m	Valore atteso	
md	Valore atteso della differenza delle medie di concentrazioni di odore	OU/m <sup>3</sup>
n	Numero di risultati delle prove	
o <sub>j</sub>	Osservazione j-esima (taratura strumentale)	
oue	Unità di odore europea	
P	Numero di pannellisti	
Ps	Pressione assoluta al camino	kPa
Qod	Portata di sostanza osmogena	OU <sub>ε</sub> /s
qod <sub>trattato</sub>	Portata odorante di gas trattato	OU <sub>ε</sub> /s
qod <sub>non trattato</sub>	Portata odorante di gas non trattato	OU <sub>ε</sub> /s
R	Valore limite per la riproducibilità	
R	Valore limite per la ripetibilità	
Rd	Valore limite per la ripetibilità della diluizione	
Sd	Deviazione standard delle differenze	
sl,d	Deviazione standard per il calcolo dell'instabilità	
sITE	Deviazione standard per le stime della soglia individuale	
s LDL	Deviazione standard dei risultati delle misure dei bianchi per il calcolo del limite inferiore di percezione	
sR	Deviazione standard della riproducibilità	
sr,d	Deviazione standard per il calcolo della ripetibilità della diluizione	
t	Fattore statistico : t di Student	
V	Volume	m <sup>3</sup>
V	Portata volumica	m <sup>3</sup> /s

segue

Simbolo	Descrizione	Unità di misura
$V_{R,20}$	Portata volumica in condizioni standard	$m^3/s$
$y_i$	Valore del risultato della prova i-esima	
$y_{i,d}$	Valore di un risultato di una prova di diluizione	
$y_{i,D}$	Valore di un risultato di una prova di differenze	
$\bar{y}$	Media generale dei risultati delle prove	
$\bar{y}_D$	Differenza delle medie dei risultati delle prove	
$\bar{y}_{ITE}$	Media delle stime delle soglie individuali	
$\bar{y}_{LDL}$	Media dei risultati delle prove sui bianchi	
$\bar{y}_w$	Media dei risultati delle prove effettuate in uno stesso laboratorio	
$\bar{y}_{w,d}$	Media dei risultati di una prova di diluizione	
$Z$	Fattore di diluizione	
$Z_{50}$	Fattore di diluizione al 50% della soglia di percezione	
$Z_{ITE}$	Stima della soglia individuale, espressa come fattore di diluizione	
$\bar{Z}_{ITE}$	Media geometrica delle $Z_{ITE}$ di tutti i pannellisti in una sessione di misura	
$\bar{Z}_{ITE,pan}$	Media geometrica delle $\bar{Z}_{ITE}$ di tutti i pannellisti partecipanti a una misura, dopo screening retrospettivo	
$Z_{max}$	Fattore di diluizione massimo di uno strumento di diluizione	
$Z_{min}$	Fattore di diluizione minimo di uno strumento di diluizione	
$\delta$	Errore sistematico (bias) di un metodo di prova	
$\Delta Z$	Parametro di analisi del pannello	
$\delta$	Errore sistematico (bias) di un metodo di prova all'interno di un laboratorio	
$\delta_{w,d}$	Errore sistematico (bias) di un metodo di misura per le diluizioni	
$\mu$	Valore di riferimento accettato	
$\mu_d$	Valore di riferimento per una serie di diluizioni	
$\eta_{od}$	Efficienza di abbattimento dell'odore %	

## 5. Appendice - Limiti di soglia

Nel seguito viene riportata una lista di sostanze, classificate in ordine alfabetico, di cui vengono riportati i valori più bassi e più alti delle soglie olfattive reperibili in letteratura, nonché le concentrazioni di irritazione. È importante sottolineare che tali valori valgono essenzialmente per il singolo componente chimico, senza alcun altro elemento presente in aria.

Rif. R. G. Rice, A. Netzer: Handbook of ozone technology and application, Vol.1, Ann Arbor Science, The Butterworth Group, 1982.

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Acenaphthene	0,5048	0,5048		
Acetaldehyde	0,0002	4,1400	Verde, dolce fruttato	90,00
Acetic acid	2,5000	250,0000	Agro, acetico	25,00
Acetic anhydride	0,5600	1,4400	Pungente, acido, agro	20,00
Acetone	47,4666	1613,8600	Mentolato, dolce	474,67
Acetonitrile	70,0000	70,0000	Etereo 875,00	
Acetophenone	0,8347	2,9460	Dolce, mandorla	
Acetyl acetone	0,0409	0,0409		
Acetylene	657,2000	657,2000		
Acrolein	0,0525	37,5000	Bruciato, dolce	1,25
Acrylic acid	0,2820	3,1200	Rancido, dolce	
Acrylonitrile	8,1000	78,7500	Pungente come cipolla e aglio	
Aldrin	0,2536	0,4027		
Allyl alcohol	1,9500	5,0000	Pungente, senape	12,50
Allyl alcohol (N-)	150,0000	150,0000		
Allyl amine	14,5080	14,5080		187,20
Allyl chloride	1,4100	75,0000	Verde, aglio, cipolla	75,00
Allyl disulfide	0,0005	0,0005		38,06
Allyl glycidyl ether	44,0000	44,0000	Dolce	1144,00
Allyl isocyanide	0,0610	5,4240	Dolce, ripugnante	17,02
Allyl isothiocyanate	0,0325	1,7052	Olio di senape	17,05
llyl mercaptan	0,0002	0,0515	Aglio	454,50
Allyl sulfide	0,0007	0,0007		6500,64
Ammonia	0,0266	39,6000	Pungente, irritante	72,00
Amyl acetate (N-)	0,0265	37,1000	Fruttato, banana, pera	530,00
Amyl acetate (see-)	0,0107	0,0107		
Amyl alcohol (iso-)	25,2000	25,2000		
Amyl alcohol (N-)	0,4332	72,2000	Dolce	
Amyl alcohol (tert-)	0,8303	0,8303		
Amyl amine (N-)	56,6040	132,0760		
Amyl mercaptan	0,0001	0,0018		
Amyl mercaptan (iso-)	0,0018	0,0018		
Aniline	0,0002	350,0000	Pungente, di ammina	
Anisole	0,2210	0,2210		
Apiole	0,0570	0,0570		

segue

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Arsine	0,8400	2,0000	Aglio	
Azetidine	51,9200	169,9200		
Azine	31,6480	66,2400		
Azole	134,2600	295,9200		
Benzaldehyde	0,0008	0,1823	Piacevole, amaro	20,01
Benzene	4,5000	270,0000	Dolce, di solvente	9000,00
Benzene hexachloride	0,0015	142,8000		
Benzenthial	0,0012	279,0000		
Benzothiazole	0,4424	2,2120		
Benzyl chloride	0,2350	1,5500	Di solvente	41,00
Benzyl mercaptan	0,0132	0,2028	Spiacevole	22,81
Benzylsulfide	0,0184	0,0184	Solfidrico	
Biphenyl	0,0062	0,3000		7,50
Boron trifluoride	4,5000	4,5000	Pungente, irritante	
Bromine	0,3290	24,5000	Candeggina, penetrante	2,10
Bromoacetophenone	0,1221	1,3838	Spiacevole	0,33
Bromochloromethane	1680,0000	1680,0000		
Bromofonn	5300,0000	5300,0000	Simile al cloroformio	
Butadiene (1,3-)	0,3250	2,8600		
Butadiene dioxide	17,6000	17,6000		35,20
Butane	2,8500	14,6300		
Butenethiot (2-)	0,0001	0,0001		
Butyl acetate (iso-)	0,0090	90,0000	Piacevole, fruttato	1350,00
Butyl acetate (N-)	33,1333	94,6666	Fruttato	473,33
Butyl acrylate (iso-)	0,0110	0,0660	Dolce, ammuffito	
Butyl alcohol (iso-)	0,3600	225,0000	Mite	300,00
Butyl alcohol (N-)	0,3600	150,0000	Dolce	75,00
Butyl alcohol (secondary-)	131,1500	131,1500	Forte, piacevole	
Butyl alcohol (tertiary-)	219,0000	219,0000	Di canfora	
Butyl amine (N-)	0,2400	6,0000	Ammoniacale	30,00
Butyl cellosolve	0,4800	288,0000	Dolce, di estere	
Butyl cellosolve acetate	0,7194	1,3080	Dolce, di estere	
Butyl chloride (N-)	3,3352	6,3293	Pungente	
Butyl ether (N-)	0,3731	2,5051	Fruttato, dolce	
Butyl formate	70,8900	83,4000		
Butyl furan (2-)	50,8000	50,8000		
Butyl lactate (N-)	35,0000	35,0000		
Butyl mercaptan	0,0016	0,0033	Puzza!	
Butyl sulfide	0,0897	0,0897		
Butyl toluene (P-, tertiary-)	30,0000	30,0000	Benzina	48,00
Butyl amine	3,0000	378,0000	Ammoniaca, pesce	30,00
Butylene	54,9600	54,9600	Di gas	
Butylene oxide	0,2058	2,0874	Dolce, alcool	
Butylthiazole (2, iso-)	0,0202	0,0202		
Butyraldehyde	0,0136	26,5500	Dolce, rancido	
Butyric acid	0,0010	9,0000	Acre, sudore	
Butyric acid (iso-)	29,1600	29,1600		
Camphor (synthetic)	7,8000	1200,0000		10,62

segue

APPENDICE - LIMITI DI SOGLIA

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Caprolactam	28,0000	28,0000		
Caryll alcohol		Dolce, pungente		
Carbitol	1,1508	6,0280	Dolce, muffa	
Carbitol acetate	0,1872	1,8936	Dolce	
Carbon disulfide	0,0243	23,1000	Sgradevole, dolce	
Carbon tetrachloride from CS <sub>2</sub>	60,0000	128,4000	Dolce, pungente	
Carbon tetrachloride from CH <sub>4</sub>	300,0000	1500,0000	Dolce, pungente	
Caryophyllene	0,5350	0,5350		
Cellosolve	2,0350	185,0000		
Cellosolve acetate	0,3024	270,0000	Dolce, ammuffito	
Cellosolve solvent	1,1040	2,0240		
Chloral	0,2825	0,2825	Dolce	
Chlordane	0,0084	0,0419		
Chlorinated Camphene Toxaphene	2,3689	2,3689		
Chlorine	0,0300	15,0000	Candeggina, pungente	9,00
Chlorine Dioxide	0,3000	0,3000	Acuto, pungente	15,00
Chloroacetaldehyde	3,0000	3,0000	Acuto, irritante	3,00
Chloroacetophenone (alpha-)	0,1020	0,1500	Acuto, irritante	0,05
Chlorobenzene	0,9800	280,0000	Dolce, mandorla	933,33
Chlorobenzylidene malonitrile (ortho-)	Pepato			1,52
Chlorobromomethane	2100,0000	2100,0000	Dolce	
Chloroform	250,0000	1000,0000		20480,00
Chlorrophenol	0,0189	6,5224	Medicinale	6801,18
Chloropicrin	5,4600	7,7000	Acuto, penetrante	2,10
Chlorotoluene	0,2350	0,2350	Pungente, irritante	
Citral	0,3738	0,3738		
Coumarin	0,0020	0,0120	Piacevole, vaniglia	
Cresol	0,0012	22,0000	Dolce, creosoto, catrame	
Crotonaldeide	0,1050	3,0000	Pungente, soffocante	23,01
Cumene	0,0392	6,3700	Acuto, aromatico	
Cyanogen	500,0000	500,0000	Pungente	32,00
Cyanogen chloride	2,0000	2,0000		
Cyclobutylamine	97,1750	340,8600		
Cycloheptylamine	309,2600	573,4000		
Cyclohexane	1,4350	1,4350	Dolce, aromatico	1050,00
Cyclohexanol	400,0000	400,0000	Canfora	200,00
Cyclohexanone	0,4800	400,0000	Dolce, menta piperita	100,00
Cyclohexylamine	106,0000	448,0000		
Cyclopentadiene	5,0667	5,0667		
Cyclopentyl acetate	0,1031	0,1031		
Cyclopentylamine	676,4000	2278,4000		
Cyclopropylamine	153,5170	153,5170		
DDT	5,0725	5,0725		
Decaborane	0,3600	0,3600		
Decalin	565,0000	565,0000		565,00
Decanoic acid	11,9510	112,4800		

segue

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Decanol	0,0006	43,2820		
Diacetone alcohol	1,3440	480,0000	Dolce	240,00
Diacetyl	0,0035	0,0880		
Diallyl sulphide	0,0005	0,1491	Aglioso	
Dibenzofuran	0,7752	1,6150		
Diborane	2,0000	4,0000	Repulsivamente dolce	
Dibromo-3-chloropropane (1, 2-)	0,0965	0,2895		1,93
Dibutylamine	0,4224	1,4256		
Dibutylamine (N-)	0,4232	2,5392	Pesce, ammina	
Dichloroacetic acid	1,2144	1,2144		
Dichloroanisole (2, 6-)	0,0003	0,0003		
Dichlorobenzene (ortho-)	12,0000	300,0000		150,00
Dichlorobenzene (para-)	90,0000	180,0000	Naftalina	240,00
Dichloroethane	445,5000	810,0000	Cloroformio	
Dichloroethyl ether	90,0000	2160,0000		600,00
Dichloroethylene (1, 2-)	0,3358	1975,0000	Acre, etereo	
Dichlorophenol (2,4-)	1,4007	1,4007		
Dicyclo pentadiene	0,0297	0,0540	Acuto, dolce	2,70
Diethyl disulfide	0,0195	0,0195		
Diethyl ethanolamine	0,0536	0,1948	Ammina	
Diethyl ketone	3,1725	49,3500		
Diethyl pyrazine (2, 5-)	0,0336	0,1120		
Diethyl selenide	0,0617	0,0617	Putrido	
Diethyl sulphide	0,0177	0,0117	Fetido, aglioso	
Diethyl trisulfide	0,0044	0,0044		
Diethylamine	0,0600	114,0000	Pesce, ammoniacale	150,00
Diglycidyl ether	25,0000	25,0000		50,00
Diisobutyl carbinol	0,1885	0,9424	Dolce, alcool	
Diisobutyl ketone	0,6600	1,8600	Dolce, estere	150,00
Diisopropyl amine	0,5200	3,4000	Pesce, ammina	100,00
Dimethoxy dimethyl pyrazine	1,2366	1,2366		
Dimethyl acetamide	161,0000	163,8000		
Dimethyl amine	0,0846	0,0846		174,60
Dimethyl disulfide	0,0001	0,3465		
Dimethyl ethanolamine	0,0546	0,1638	Ammina	
Dimethyl formamide (N, N-)	300,0000	300,0000		
Dimethyl naphthalene	0,0428	0,0428		
Dimethyl sulfide	0,0025	0,0508	Cavolo deteriorate	
Dimethyl trisulfide	0,0062	0,0062		
Dimethyl trithiocarbonate	0,0331	0,0331		
Dimethyl acetamide (N, N-)	163,8000	163,8000	Ammina, bruciato, oleoso	
Dimethylamine	0,0378	55,8000	Pesce, ammoniacale	
Dimethylformamide (N, N-)	300,0000	300,0000	Pesce, pungente	

segue



APPENDICE - LIMITI DI SOGLIA

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Dimethylhydrazine (1, 1-)	12,0000	20,0000	Ammoniacale, ammina	
Dioxane (1, 4-)	0,0108	612,0000	Etereo	792,00
Dioxane (para-)	20,1600	972,0000		720,00
Dioxolane (1, 3-)	44,5400	335,3600	Dolce, ammuffito	
Dipentene			Limone	
Diphenyl ether (perfume)	0,6950	0,6950	Piacevole, geranio	
Diphenyl sulfide	0,0026	0,0358	Bruciato, gommoso	
Dipropylamine	0,0826	227,1500	Ammoniacale, ammina	
Dipropylamine (N-)	0,4140	0,8280	Ammoniacale, ammina	
Dipropylene glycol methyl ether	210,0000	6000,0000	Etereo	450,00
Dodecanol (1-)	0,0152	0,0533		
Dodecyl Mercaptan (N-)	4222,8000	4222,8000		
Dowtherm A	0,7000	7,0000	Aromatico, sgradevole	21,00
Endrin	0,2808	6,3963		
Epichlorohydrin	50,0000	80,0000	Cloroformio	325,00
Ethane	184,5000	1105,7700		
Ethanolamine	5,3333	10,6666	Ammoniaca	13,33
Ethoxy 3, 4 dihydro 1, 2 pyran (2-)	3,1440	3,1440	Dolce, fruttato	
Ethoxy 3, 4-dihydro 1, 2 pyran	0,1048	3,1440	Dolce, fruttato	
Ethyl acetate	0,0196	665,0000	Fruttato, piacevole	350,00
Ethyl acrylate	0,0008	32,0000	Terroso, acre, plastica	16,00
Ethyl alcohol (sintetic)	0,3420	9690,0000	Dolce, alcoolico	9500,00
Ethyl amine	0,4860	396,0000	Acuto, ammoniacale	180,00
Ethyl amyl ketone	31,2000	31,2000	Mite, fruttato	260,00
Ethyl benzene	8,7000	870,0000	Aromatico 870,00	
Ethyl benzoate	3,8068	3,8068		
Ethyl bromide	890,0000	890,0000	Etereo	28925,00
Ethyl butanol (2-)	0,2919	3,2109	Ammuffito, dolce	
Ethyl ether	0,9900	3,0000	Dolce, etereo	300,00
Ethyl formate			Fruttato	990,00
Ethyl hexanol (2-)	0,3990	0,7342	Ammuffito	
Ethyl hexyl acetate	0,5132	1,4763	Dolce	
Ethyl hexyl acrylate (2-)	0,5497	1,3554	Acuto, ammuffito	
Ethyl isothiocyanate	6,0520	6,0520	Senape, spiacevole	65,15
Ethyl lactate	67,6200	67,6200		
Ethyl mercaptan	3,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,0920	Aglio	
Ethyl methyl disulfide	0,0487	0,0487		
Ethyl methylamine	21,6900	79,5300		
Ethyl morpholine (N-)	0,3680	1,1500	Ammoniaca	184,00
Ethyl phenylacetate	4,3615	4,3615		
Ethyl propyla amine	60,5200	181,5600		
Ethyl selenide	0,0003	0,003		
Ethyl selenomercaptan	8,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,0054	Fetido	
Ethyl silicate	722,5000	722,5000	Alcool, acuto	5950,00
Ethyl sulfide	0,0009	0,0103		

segue

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Ethyl valerate	0,0266	0,0266		
Ethyl vinyl ketone	0,0004	0,0069		
Ethylene	299,0000	4600,0000	Oleifine	
Ethylene diamine	2,5000	28,0000	Ammoniacale, ammuffito	250,00
Ethylene dibromide	76,8000	76,8000	Mite, dolce	
Ethylene dichloride	24,0000	440,0000	Dolce	
Ethylene glycol	62,5000	62,5000	Dolce	
Ethylene glycol dinitrate				0,18
Ethylene oxide	520,0000	1400,0000	Dolce, oleifine	
Ethylenediamine	25,0000	28,0000	Ammuffito, ammoniacale	500,00
Ethyleneimine	4,0000	4,0000	Ammoniacale	200,00
Ediylidene norbornene	0,0700	0,3650	Dolce, aromatico	30,00
Fluorine	6,0000	6,0000		50,00
Formaldehyde	1,4700	73,5000	Pungente, fieno	1,50
Formamide	150,0000	150,0000		
Formic acid	0,0450	37,8000	Pungente, penetrante	27,00
Furfural	0,0240	20,0000	Mandorle	48,00
Furfuryl alcohol	32,0000	32,0000		
Glycol diacetate	0,5552	1,8626	Fruttato, acido	
Heptachlor	0,3060	0,3060		
Heptanal	0,0140	0,0932		
Heptane	200,0000	1280,0000	Benzina	
Heptyl alcohol (N-)	98,3250	98,3250		
Heptyl isobutyrate	0,0989	0,0989		
Heptyl propionate	0,0281	0,0281		
Hexachlorobutadiene	12,0000	12,0000		
Hexachlorocyclo- pentadiene	1,5000	3,3000		
Hexadiene	1,6750	127,3000		
Hexane (N-)				1800,00
Hexanol (1 -)	0,0417	21,6840	Dolce, alcool	
Hexyl acetate (secondary-)	0,0120	600,0000	Spiacevole	600,00
Hexyl isobutyrate	0,0422	0,0422		
Hexyl propionate	0,0514	0,0514		
Hexylene glycol	250,0000	250,0000		250,00
Hydrazine	3,0000	4,0000	Ammoniacale, pesce	
Hydrochloric acid	7,0000	49,0000	Irritante, pungente	49,00
Hydrofluoric acid	0,0333	0,1333	Forte, irritante	4,17
Hydrogen bromide	6,6667	6,6667	Acuto, irritante	10,00
Hydrogen cyanide	0,9000	5,0000	Mandorla amara	
Hydrogen peroxide			Lievemente acuto	150,00
Hydrogen selenide	0,0016	12,0000	Barboforte deteriorata	6,00
Hydrogen sulfide	0,0007	0,0140	Uova guaste	14,00
Iodine	9,0000	9,0000		2,00
Iodoform	0,0062	0,0833		
Ionone	4,63 x 10 <sup>-7</sup>	573,0500		
Isoamyl alcohol	36,0000	126,0000		360,00
Isobutyl 2-methoxypyrazine	13,5800	13,5800		

segue

APPENDICE - LIMITI DI SOGLIA

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m³]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m³]
Isobutyl	1,3 x 10 <sup>-5</sup>			
3-methoxypyrazine				
Isobutyl	0,2146	0,2146		
3-methyl pyrazine				
Isobutyl butyrate	12,3690	17,6700		
Isobutyl mercaptan	0,0020	0,0020		
Isobutyl pyrazine (2-)	2,2080	2,2080		
Isodecanol	0,1292	0,2713	Ammuffito, alcool	
Isopentanoic acid	0,0209	0,1084	Caprino	
Isophorone	1,0000	50,0000	Acuto, sgradevole	50,00
Isopropyl acetate	0,1900	1520,0000	Frustrato	380,00
Isopropyl alcohol	7,8400	490,0000	Piacevole	490,00
Isopropyl amine	0,5040	480,0000	Pungente, ammoniacca	24,00
Isopropyl ether	0,0714	1260,0000	Dolce, acuto, etere	1260,00
Isopropyl glycidyl ether	1440,0000	1440,0000		
Kerosene	0,5517	0,5517		122,60
Ketene			Acuto	41,40
Lauraldehyde	0,0151	0,0151		
Linalyl acetate	50,5260	50,5260		
Malathion	13,5000	13,5000		
Maleic anhydride	1,8400	1,9600	Acre	5,48
Mercaptobenzothiazole	12,0208	12,0208		
Mercaptoethanol	0,3828	2,0476		
Mesityl oxide	0,0680	100,0000	Dolce	100,00
Methyl 2, cyanoacrylate	4,0000	12,0000		12,00
Methyl acetate	610,0000	915,0000	Fragrante, fruttato	30496,90
Methyl acetylene-propadiene	180,0000	180,0000	Fetido, sgradevole	
MAPP gas				
Methyl acrylate	70,0000	70,0000	Acuto, dolce, fruttato	262,50
Methyl acrylonitrile (alpha-)	6,0000	42,0000		6,00
Methyl alcohol	13,1150	26840,0000	Dolce	22875,00
Methyl amine	0,0252	12,0000		24,00
Methyl amyl acetate	0,4123 2,3560	Dolce, estere		
Methyl amyl alcohol	1,3761	2,1684	Dolce, alcool	
Methyl anthranilate	0,0581	0,0581		
Methyl bensyl alcohol	7235,5000	5235,5000		
Methyl bromide	80,0000	4000,0000	Dolciastro	
Methyl butanol (2-)	0,0450	0,8280	Acido, acuto	
Methyl butenoic acid (2-)	0,0528	0,0528	Odore corporeo	
Methyl butyl acetate	0,0266	0,0266		
Methyl cellosolve	0,2880	288,0000	Mite	368,00
Methyl cellosolve acetate	1,6320	240,0000	Dolce, estere	
Methyl chloride	21,0000	21,0000	Dolce, etero	1050,00
Methyl chloroform	542,8570	3800,0000	Cloroformio	5428,57
Methyl cyclohexane	2000,0000	2000,0000	Benzene, debole	

segue

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Methyl cyclohexanol	2350,0000	2350,0000	Lieve, olio di cocco	2350,00
Methyl disulfide	0,0012	0,0039		
Methyl ethanolamine	3,0700	10,4380	Ammuffito, ammoniacale	
Methyl ethyl ketone	0,7375	147,5000	Dolce, acetone	590,00
Methyl ethyl pyridine	0,0297	94,0500	Acido, pungente	
Methyl formate	500,0000	6875,0000	Piacevole	8750,00
Methyl furan (2-)	90,4500	90,4500		
Methyl glycol	186,6000	279,9000		
Methyl heptanoate	0,0236	0,0236		
Methyl hexyl ketone	1299,5200	1299,5200		
Methyl hydrazine	1,7500	5,2500		
Methyl iodide				21500,00
Methyl isoamyl alcohol	0,2919	0,8340	Pungente	
Methyl isoamyl ketone	0,0576	0,3360		
Methyl isobutyl carbinol	2,0800	200,0000	Sudore, mite	100,00
Methyl isobutyl ketone	0,4100	192,7000	Dolce, acuto	410,00
Methyl isocyanate				5,00
Methyl isopropenyl ketone	1,0222	1,0222		
Methyl mercaptan	4,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,0820	Solfureo	
Methyl methacrylate	0,2050	1,3940	Arido, fruttato, solfureo	697,00
Methyl n-amyl carbinol	0,0989	0,3378	Dolce, alcool	
Methyl n-amyl ketone	0,0940	0,0940		
Methyl n-propyl ketone	28,0000	45,5000		
Methyl naphthalene (2-)	0,0581	0,2905		
Methyl parathion	0,1328	0,1328		
Methyl pentaldehyde (2-)	0,3681	0,5562	Dolce, rancido	
Methyl pentane (2-)	0,2886	0,2886		
Methyl propanol (2-)	0,0027	0,1303		
Methyl propene (2-)	45,8000	45,8000	Gas	
Methyl pyrazine (2-)	231,0000	231,0000		
Methyl salicylate	0,6220	0,8708		
Methyl styrene (alpha-)	0,2496	960,0000	Dolce, aromatico	960,00
Methyl thiocyanate	0,7475	0,7475	Dolce, spiacevole	480,19
Methyl vinyl ketone	0,5720	0,5720		
Methylamine	0,0252	12,0000	Pesce, pungente	30,00
Methylene chloride	540,0000	2160,0000	Dolce	8280,00
Methylene chlorobromide	2120,0000	2120,0000		
Methylene glycol	76,2000	76,2000		
Mineral spirits	157,5000	787,5000		
Monochlorobenzene	0,9800	0,9800	Di cloro, naftalina	
Morpholine	0,0350	0,4900	Pesce, ammina	
Musk oil	3,8 x 10 <sup>-6</sup>	0,0487		
Mustard gas	0,0150	0,0150		
Myrcene	0,0723	0,0723		
Naphthalene	1,5000	125,0000	Naftalina, catrame	75,00
Nickel carbonyl	0,2100	21,0000	Ammuffito	

segue

APPENDICE - LIMITI DI SOGLIA

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Nitric acid	0,7500	2,5000		155,00
Nitric oxide	0,3600	1,2000		
Nitrobenzene	0,00235	9,5000	Lucido da scarpe, pungente	230,00
Nitroethane	620,0000	620,0000	Mite, fruttato	310,00
Nitrogen dioxide	2,0000	10,0000	Dolciastro, acido	20,00
Nitromethane	250,0000	250,0000	Mite, fruttato	500,00
Nitropropane (1-)	1080,0000	1080,0000	Mite, fruttato	360,00
Nitropropane (2-)	17,5000	1029,0000		
Nonane	3412,5000	3412,5000		
Nonanol (2-)	0,0005	20,6150		
Octadiene (1, 3-)	54,0000	90,0000		
Octane	725,0000	1208,3300	Benzina	1450,00
Octyl alcohol	0,6916	0,6916		
Oxygen difluoride	0,2000	1,0000	Putrido	
Ozone	0,0010	1,0200	Piacevole, trifoglio	2,00
Parathion	0,4760	0,4760	Aglio	
Pentaborane	2,5000	2,5000	Forte, pungente	
Pentachlorophenol			Pungente se caldo	10,90
Pentane	6,6000	3000,0000	Benzina	
Pentanedione (2, 4-)	0,0409	0,0982	Fetido, rancido.	
Pentanol (n-)	0,7560	1,1160	Dolce, alcool	
Perchloroethylene	31,3560	469,0000	Solvente clorurato	1340,00
Perchloromethyl mercaptan	0,0075	0,0075		
Perchloryl fluoride	46,6666	46,6666	Dolce	
Phenol	0,1786	22,4200	Medicinale, dolce	182,40
Phenyl ether	0,0070	0,7000	Sgradevole	21,00
Phenyl ethyl alcohol (beta-)	35,0000	35,0000		
Phenyl sulfide	0,0026	0,0358		
Phenylacetaldehyde	0,0010	0,0196		
Phosgene	2,0000	4,0000	Fieno ammuffito, grano verde	8,00
Phosphine	0,0280	3,6000	Cipolla, senape, pesce	10,67
Phthalic anhydride				30,00
Picoline (2-)	0,0532	0,1748	Dolce	
Picric acid	0,0005	0,0005		
Propane	1800,0000	36000,0000		
Propionaldehyde	0,0225	0,4029	Dolce, estere	
Propionic acid	0,0840	60,0000	Fetido	
Propyl acetate (n-)	0,2100	105,0000	Dolce, estere	
Propyl alcohol	75,0000	500,0000		13750,00
Propyl alcohol (n-)	0,0750	150,0000	Dolce, alcool	
Propyl mercaptan	0,0002	0,0746		
Propyl nitrate (n-)	210,0000	210,0000	Etere	
Propyl sulfide	0,0531	0,0531		2801,40
Propylene	39,5600	116,2720	Aromatico	
Propylene diamine	0,0424	0,2030	Acuto, ammina	
Propylene dichloride	1,1667	606,6660	Dolce	

segue

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Propylene glycol dinitrate	1,2000	1,5600		
Propylene glycol isobutyl ether	60,5000	60,5000		121,00
Propylene glycol methylether	360,0000	360,0000		3600,00
Propylene oxide	24,7500	500,0000	Dolce, alcoolico	1125,00
Pyridine	0,0090	15,0000	Bruciato, nauseante	90,00
Pyrrolidine	58,0000	187,3400		
Quinone	0,4000	0,4000	Acre	2,00
Rotenone	5,7960	5,7960		
Safrole	1,4586	1,4586		
Silicon tetrafluoride	4,2500	4,2500		42,50
Skatole	4,0 x 10 <sup>-7</sup>	0,2680	Olezzo	
Stoddard solvent	5,2500	157,5000	Kerosene	2100,00
Styrene (inhibited)	0,4300	860,0000	Solvente gommoso	4300,00
Styrene (uninhibited)	0,2021	860,0000	Solvente gommoso	430,00
Styrene oxide	0,3093	1,9640	Dolce	
Sulfur dichloride	0,0042	0,0042	Solfureo	
Sulfur dioxide	1,1750	12,5000		5,00
Sulfur monochloride			Nauseante	12,00
Sulfuric acid	1,0000	1,0000		1,10
Tetrachloroethane (1, 1, 2, 2-)	21,0000	35,0000	Debolmente dolce	1302,00
Tetrachloroethelene	31,3560	469,0000	Solvente clorurato	710,20
Tetraethyl orthosilicate	30,6360	61,2720	Dolce, alcool	
Tetrahydrofuran	7,3750	177,0000	Etere	
Tetralin	97,2000	97,2000		
Tetramethylenediamine	79,2000	79,2000		
Thiophene	0,0026	0,0026	Aromatico	
Thiophenol mercaptan	0,0012	382,5000		
Toluene (petroleum)	8,0250	150,0000	Gommoso, naftalina	750,00
Toluene (from coke)	17,5500	262,5000	Floreale, pungente	750,00
Toluene 2,4 diisocyanate TDI	3,2000	17,1200	Dolce, fruttato, acre	4,00
Toxaphene	2,3660	2,3660		
Trichloro fluoromethane Freon 11	28,0000	1170,4000	Dolce	
Trichloro trifluoroethane	342,0000	1026,0000	Dolce	
Freon 11	342,0000	1026,0000	Dolce	
Trichlorobenzene (1, 2, 4-)	24,0000	24,0000		40,00
Trichloroethylene TCE	1,1340	2160,0000	Solvente	864,00
Trichloropropane (1, 2, 3-)			Forte, acre	300,00
Tricycloketone	1,8660	870,8000		
Triethyl amine	0,3600	1,1200	Pesce, ammina	200,00
Trimethyl amine	0,0008	0,0008	Pesce, pungente	
Trimethyl phosphate	0,0005	0,0005	Piridina	
Trimethylenediamine	3757,2000	11968,5000		
Trinitro teret-butylxylene	3,8 x 10 <sup>-6</sup>	0,0487	musk oil	

segue

APPENDICE - LIMITI DI SOGLIA

segue

Composto chimico	Soglia bassa	Soglia alta [mg/m <sup>3</sup> ]	Descrizione dell'odore	Concentrazione di irritazione [mg/m <sup>3</sup> ]
Turpentine	560,0000	1120,0000		560,00
Valeric acid	0,0026	0,0026		
Vanillin	2,0 x 10 <sup>-7</sup>		Profumo	
Vinyl acetate	0,3600	1,6500	Fetido, acuto	
Vinyl amyl ketone	0,5150	0,5150		
Vinyl butyl ketone	0,0321	0,0321		
Vinyl propyl ketone	0,0201	0,0201		
Vinyl pyridine	1,1670	1,9450	Nauseante	
Vinyl toluene	240,0000	240,0000	Sgradevole	240,00
Vinylidene chloride	2000,0000	4000,0000	Dolce, cloroformio	
VM&P naphtha	3,8700	3,8700		
Xylene	0,3480	174,000	Dolce	435,00
Xylidene	0,0240	0,0240	Debole, ammina	