



Politecnico di Milano
Facoltà di Ingegneria dei Processi Industriali
Corso di Laurea Specialistica in Ingegneria Chimica

Emissioni gassose da mezzi porosi: sorgenti areali passive solide

Relatore: **Dott. Selena Sironi**
Correlatore: **Dott. Valentina Busini**

Tesi di: **Marco Bossi 817873**

Anno Accademico 2015/2016

Indice

CAPITOLO 1 – Introduzione	9
1.1 Scopo del lavoro	10
CAPITOLO 2 – Il campionamento dell’odore	12
2.1 La normativa di riferimento	12
2.1.1 EN 13725:2003	12
2.1.2 VDI 3880 (2008)	15
2.1.3 Linee Guida Regione Lombardia	17
2.2. Strategie di campionamento	17
2.2.1 Campionamento da sorgente puntuale	18
2.2.2 Campionamento da sorgente volumetrica	19
2.2.3 Campionamento da sorgente areale	19
2.2.3.1 Sorgenti areali attive	19
2.2.3.2 Sorgenti areali passive	22
2.2.3.2.1 Metodi micrometeorologici	22
2.2.3.2.2 Metodi a cappa	23
2.2.3.2.2.1 Camere statiche	24
2.2.3.2.2.2 Camere statiche flussate	25
2.2.3.2.2.3 Cappe dinamiche: Wind Tunnel	27
CAPITOLO 3 – Materiali utilizzati	32
3.1 La cappa	32
3.2 Il solido	33
3.3 Il flusso	33
3.4 Il prelievo	34
3.5 Il composto chimico utilizzato per la sperimentazione	35
3.6 L’analisi al gas cromatografo	36
3.7 Metodi di analisi	37
3.7.1 Gas cromatografo	37

3.7.2 Retta di calibrazione	37
CAPITOLO 4 – Modello di diffusione e volatilizzazione	39
4.1 Modello con costante proporzionale	39
4.2 Modello con diffusione in film stagnante	44
4.2.1 Valutazione del valore di concentrazione in uscita in cappa flussata	47
4.3 Stima del coefficiente di scambio materiale	49
4.3.1 Stima del coefficiente di scambio materiale in caso di singola lastra piana	49
4.3.2 Stima del coefficiente di scambio materiale in caso di doppia lastra piana	52
CAPITOLO 5 – Metodi di sperimentazione	54
5.1 Procedura sperimentale per la valutazione dell'emissione da superficie liquida	55
5.2 Procedura sperimentale per la valutazione dell'emissione da superficie solida	56
5.2.1 Spessore di solido asciutto pari a 1 cm	57
5.2.2 Spessore di solido asciutto pari a 2 cm	58
5.2.3 Spessore di solido asciutto pari a 5 cm	60
5.2.4 Spessore di solido asciutto pari a 8 cm	61
5.3 Confronto dei dati sperimentali con il modello	64
5.4 Correzioni applicabili al modello	69
CAPITOLO 6 – Estrapolazione del modello a matrici tipiche di casi reali	73
CAPITOLO 7 – Conclusioni e sviluppi futuri	79
<i>BIBLIOGRAFIA</i>	80

Indice delle figure

Figura 1 – Schematizzazione del campionamento	18
Figura 2 – Cappa statica	20
Figura 3 – Schematizzazione del funzionamento di una cappa statica	21
Figura 4 – Schematizzazione di una sorgente areale	22
Figura 5 – Camera di ventilazione	25
Figura 6 – Prelievo da sorgente areale passiva	26
Figura 7 – Schematizzazione di un esempio di Wind Tunnel	28
Figura 8 – Schematizzazione della Wind Tunnel utilizzata	32
Figura 9 – Wind Tunnel	33
Figura 10 – Flussimetro	34
Figura 11 – Siringa per l'iniezione del campione	35
Figura 12 – Gas cromatografo	36
Figura 13 – Retta di calibrazione dell'ammoniaca	38
Figura 14 – Schematizzazione dell'emissione gassosa da superficie liquida in condizioni di flusso	39
Figura 15 – Schematizzazione dell'emissione gassosa da superficie solida in condizioni di flusso	42
Figura 16 – Schematizzazione dell'emissione gassosa da superficie liquida	44
Figura 17 – Schematizzazione dell'emissione gassosa da superficie solida	46
Figura 18 – Schematizzazione del sistema flussato con strato di solido	47
Figura 19 – Schematizzazione della Wind Tunnel in cui compaiono i termini di concentrazione	48
Figura 20 – Andamento dei valori di concentrazione misurata con solo liquido con il flusso	56

Figura 21 – Andamento della concentrazione all’interfaccia in funzione del tempo nel caso di 1 cm di solido asciutto sopra il solido bagnato	57
Figura 22 – Andamento dei valori di concentrazione misurata in uscita dalla cappa quando 1 cm di solido asciutto sia caricato sopra il solido bagnato	58
Figura 23 – Andamento della concentrazione all’interfaccia in funzione del tempo, nel caso di 2 cm di solido asciutto sopra il solido bagnato	59
Figura 24 – Andamento dei valori di concentrazione misurata in uscita dalla cappa quando 2 cm di solido asciutto siano caricati sopra il solido bagnato	60
Figura 25 – Andamento della concentrazione all’interfaccia in funzione del tempo, nel caso di 5 cm di solido asciutto sopra il solido bagnato	60
Figura 26 – Andamento dei valori di concentrazione misurata in uscita dalla cappa quando 5 cm di solido asciutto siano caricati sopra il solido bagnato	61
Figura 27 – Andamento della concentrazione all’interfaccia in funzione del tempo, nel caso di 8 cm di solido asciutto sopra il solido bagnato	62
Figura 28 – Andamento dei valori di concentrazione misurata in uscita dalla cappa quando 8 cm di solido asciutto siano caricati sopra il solido bagnato	63
Figura 29 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i modelli per il caso di solo liquido	66
Figura 30 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i due modelli con spessore di solido asciutto di 1 cm depositato su uno strato umido	67
Figura 31 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i due modelli con spessore di solido asciutto di 2 cm depositato su uno strato umido	67
Figura 32 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i due modelli con spessore di solido asciutto di 5 cm depositato su uno strato umido	68
Figura 33 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i due modelli con spessore di solido asciutto di 8 cm depositato su uno strato umido	68

Figura 34 – Confronto tra i dati stimati dal modello di singola lastra piana con e senza il coefficiente correttivo e i risultati sperimentali nel caso di spessore di solido asciutto pari a cinque centimetri	70
Figura 35 – Confronto tra i dati stimati dal modello di singola lastra piana con e senza il coefficiente correttivo e i risultati sperimentali nel caso di spessore di solido asciutto pari a otto centimetri	71
Figura 36 - Confronto tra i dati stimati dal modello di doppia lastra emittente con e senza il coefficiente correttivo e i risultati sperimentali nel caso di spessore di solido asciutto pari a cinque centimetri	72
Figura 37 – Confronto tra i dati stimati dal modello di doppia lastra emittente con e senza il coefficiente correttivo e i risultati sperimentali nel caso di spessore di solido asciutto pari a otto centimetri	72
Figura 38 – Andamento della concentrazione di interfaccia al trascorrere del tempo nel caso di terreni agricoli	77
Figura 39 – Andamento della concentrazione di interfaccia al trascorrere del tempo nel caso di cumuli e ramaglie	78

Indice delle tabelle

Tabella 1 – Studi presenti in letteratura	30
Tabella 2 – Valori di velocità associate al flusso	34
Tabella 3 – Proprietà dell’acetone	35
Tabella 4 – Costanti di Antoine per il calcolo della tensione di vapore	37
Tabella 5 – Valori sperimentali per la calibrazione di acetone	38
Tabella 6 – Dati sperimentali ottenuti con acetone liquido	55
Tabella 7 – Dati sperimentali ottenuti con 1 cm di solido asciutto caricato sopra il solido bagnato	57
Tabella 8 – Dati sperimentali ottenuti con 2 cm di solido asciutto caricati sopra il solido bagnato	59
Tabella 9 – Dati sperimentali ottenuti con 5 cm di solido asciutto caricati sopra il solido bagnato	61
Tabella 10 – Dati sperimentali ottenuti con 8 cm di solido asciutto caricato sopra il solido bagnato	62
Tabella 11 – Dati sperimentali confrontati con i dati ottenuti dal modello nel caso di solo liquido	65
Tabella 12 – Dati sperimentali confrontati con i dati ottenuti dal modello per i diversi spessori di solido asciutto	66
Tabella 13 – Confronto tra i dati sperimentali e quelli stimati dal modello di singola lastra piana emittente con e senza coefficiente correttivo per spessori di solido asciutto pari a 5 e 8 cm	70
Tabella 14 – Confronto tra i dati sperimentali e quelli stimati dal modello di doppia lastra emittente con e senza coefficiente correttivo per spessori di solido asciutto pari a 5 e 8 cm	71
Tabella 15 - Valori di porosità caratteristici dei diversi tipi di materiale considerato	74

Tabella 16 - Valori di concentrazione di equilibrio e di interfaccia al variare della porosità, nel caso di un centimetro di solido asciutto depositato su strato umido	75
Tabella 17 - Valori di concentrazione di equilibrio e di interfaccia al variare della porosità, nel caso di due centimetri di solido asciutto depositati su strato umido	75
Tabella 18 - Valori di concentrazione di equilibrio e di interfaccia al variare della porosità, nel caso di cinque centimetri di solido asciutto depositati su strato umido	76
Tabella 19 - Valori di concentrazione di equilibrio e di interfaccia al variare della porosità, nel caso di otto centimetri di solido asciutto depositati su strato umido	77

1. Introduzione

Il crescente interesse della popolazione dei confronti delle problematiche legate alla qualità dell'ambiente e della vita ha portato a riconoscere gli odori molesti come inquinanti atmosferici a tutti gli effetti e a coniare il termine "inquinamento olfattivo" per indicare il loro impatto negativo sull'ambiente circostante e sulla popolazione esposta.

Le emissioni maleodoranti sono associate ad impianti produttivi di vario tipo. Solitamente l'impatto di odori da queste fonti è minimizzato utilizzando strumenti di pianificazione e regolamentazione, ad esempio istituendo una distanza di separazione minima tra la sorgente e il recettore (Hudson et al., 2008a).

Sebbene all'impatto olfattivo indotto da tali impianti non sia quasi mai associato un reale rischio tossicologico – sanitario, sia per la natura raramente pericolosa degli odoranti che per le concentrazioni generalmente molto basse, nell'immaginario collettivo ai cattivi odori si associano condizioni di "non salubrità" dell'aria.

L'imprevedibilità del disturbo, la sua presenza continuata nel tempo, l'impossibilità di difendersi da esso, determinano un effetto sinergico negativo a livello psicologico, generando tensione e stati d'ansia (Frechen, 1988; Wilson et al., 1980). Pertanto, l'inserimento nella realtà locale di un impianto e la sua accettazione da parte della popolazione, sono condizionati in misura sempre più rilevante dall'impatto olfattivo, oltre che dagli impatti ambientali legati alle emissioni di inquinanti tossici o nocivi.

La percezione dell'odore è infatti di per sé un evento complesso poichè è dovuto a diversi fattori, come le condizioni atmosferiche, aspetti fisiologici, percezioni soggettive e le interazioni tra diversi tipi di odore (Firestein, 2001).

La presenza dell'odore è riscontrabile da chiunque, ma il piacere o la sgradevolezza legati allo stimolo olfattivo e la stessa intensità della sensazione sono dei parametri molto soggettivi.

La Normativa Europea (EN 13725:2003) standardizza la misura della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica, una tecnica sensoriale che consente di determinare la concentrazione di odore di un campione odorigeno, espressa in un unità odorimetriche al metro cubo (ouE/m³), la quale rappresenta il numero di diluizioni con aria neutra necessarie per portare il campione alla sua concentrazione di soglia olfattiva. La norma suddivide inoltre le sorgenti in puntuali, volumetriche e areali attive o passive, associando a ciascuna una relativa strategia di campionamento.

Per le sorgenti areali passive le problematiche associate al metodo di campionamento sono significativamente più complesse rispetto alle altre sorgenti e sono legate all'impossibilità di valutare una portata emissiva dalla superficie.

Un metodo per stimare l'OER (Odour Emission Rate, portata di odore) per questo tipo di sorgenti si basa sull'utilizzo di particolari cappe dette Wind Tunnel all'interno della quali viene fatta fluire una corrente di aria neutra con lo scopo di simulare l'effetto del vento.

Per quanto riguarda il campionamento da sorgente areale passiva liquida esistono diversi esempi di sperimentazione giunti a risultati positivi, tra cui la Wind Tunnel progettata e realizzata presso il Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano, la quale ha permesso di verificare la corrispondenza tra il sistema di campionamento e il modello di volatilizzazione adottati, quest'ultimo basato sulla teoria dello strato limite di Prandtl (Capelli et al., 2009).

Non si è giunti a risultati ugualmente soddisfacenti nel campionamento da sorgente areale passiva solida. Sono stati avanzati molti studi e proposte per lo sviluppo di metodologie e strumentazione specifica per ottenere campioni rappresentativi da questa tipologia di sorgente, ma ancora non si è giunti alla definizione di una metodologia universalmente accettata per il prelievo di campioni da superfici areali e per la correlazione delle condizioni di campionamento alle condizioni emissive reali.

Il presente lavoro di tesi si colloca proprio nell'ambito del campionamento, in particolar modo per quanto riguarda il campionamento da sorgenti areali passive solide.

1.1 Scopo del lavoro

Il presente lavoro si concentra sullo studio di una particolare cappa per il campionamento da sorgenti areali passive solide, appositamente progettata e realizzata presso il Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano.

Il fine è comparare i dati sperimentali ottenuti in uscita dalla cappa di campionamento con un modello teorico che stimi un valore di concentrazione in uscita dal sistema.

Una volta noto il modello teorico, appositamente studiato per questo tipo di camera, sarà possibile valutare la concentrazione di odorante attesa anche in condizioni diverse da quelle in cui si sta effettuando il campionamento.

Lo scopo del lavoro è quello di correlare il valore di concentrazione di analita misurato in uscita con il valore di velocità dell'aria flussata sopra la superficie solida in modo da poter applicare

questa camera a qualunque tipo di sorgente areale passiva solida e poter correlare le condizioni di campionamento a quelle emissive reali.

Per prima cosa si è studiata la cappa in condizioni statiche così da poter meglio comprendere il ruolo dello strato solido presente al di sopra dello strato bagnato di acetone. Sono state dunque effettuate diverse misure sperimentali variando sia il valore di velocità dell'aria flussata, sia lo spessore di solido asciutto posto sullo strato umido.

Nello sviluppo del modello teorico è stato innanzitutto calcolato il coefficiente di scambio materiale, considerando sia il caso di singola lastra emissiva che quello di doppia lastra piana emissiva.

È stato poi possibile inserire tale valore all'interno di un'equazione che consente di valutare la concentrazione di composto attesa in uscita dalla cappa.

Il valore restituito dal modello è stato infine confrontato con il valore misurato nella sperimentazione.

2. Il campionamento dell'odore

Il seguente lavoro di tesi si inserisce all'interno delle tecniche per il campionamento dell'odore, risulta quindi necessario prendere in considerazione l'intero processo di quantificazione dell'odore, di cui il campionamento fa parte.

Il processo di quantificazione può essere suddiviso in due fasi, la fase di campionamento in cui vi è il prelievo di odore dalla fonte odorigena e la fase di analisi del campione.

In passato è stata posta grande attenzione alla fase di analisi, mentre sono state date soltanto alcune indicazioni generali sulla fase di campionamento. Lo studio dell'evaporazione e diffusione di composti è tuttora in fase di sviluppo, soprattutto nel caso di sorgenti areali.

La presenza di un'elevata varietà di tecniche di campionamento col tempo ha portato all'esigenza di una stesura di regole e procedure precise, così da rendere le misure ripetibili e quindi confrontabili tra i diversi studi.

Per quanto riguarda la regolamentazione per la misura e la quantificazione di odori, un primo passo è stato compiuto con la redazione della Normativa Europea 13725 nel 2003, la quale ha permesso di standardizzare le procedure in uso per l'analisi dell'odore mediante metodi sensoriali utilizzando l'olfattometria dinamica. La Normativa risulta completa nella descrizione delle fasi di analisi del campione, ma presenta alcune lacune per quanto riguarda la fase di campionamento. Queste mancanze sono state in parte colmate con alcune linee guida, in particolare la VDI 3880 e le Linee Guida della Regione Lombardia (DGR IX-3018).

Le norme sviluppate in Europa includono la descrizione del trasporto e della conservazione del campione, poichè nell'olfattometria moderna è prevista l'analisi in laboratorio.

2.1 La normativa di riferimento

2.1.1 EN 13725:2003

Lo scopo della norma europea "Air quality – Determination of odour concentration by dynamic olfactometry" è quello di determinare in modo oggettivo la concentrazione di odore mediante l'utilizzo di olfattometria dinamica.

In primo luogo il documento introduce l'unità di misura di concentrazione dell'odore, indicando con unità odorimetrica europea (ouE) la quantità di sostanza odorigena che, evaporando in condizioni standard (20°C e 1 atm) in un metro cubo di gas neutro, solleciti all'olfatto una reazione equivalente ad un EROM che evapora nelle stesse condizioni e nella stessa quantità di gas.

L'EROM, european reference odour mass, è pari a 123 µg di n-butanolo, sostanza che viene utilizzata come riferimento nell'olfattometria dinamica.

Per gas neutro si intende un gas che non sia nocivo per l'uomo e che non sia rilevabile con l'olfatto, per cui viene solitamente utilizzata aria proveniente da bombole.

L'olfattometria dinamica è una tecnica utilizzata per quantificare concentrazioni di odori mediante l'intervento di un gruppo di persone selezionate (panel) che fungono da sensori utilizzando il loro olfatto.

Al gruppo viene sottoposta una concentrazione di odore via via crescente, fino al raggiungimento della soglia olfattiva, definita come la concentrazione alla quale si raggiunge il limite di rilevabilità dell'odore per metà degli esaminatori, a cui si associa per convenzione un valore pari a 1 ouE/m³.

Il rapporto di diluizione è garantito mediante l'utilizzo di uno strumento chiamato olfattometro ed è quindi possibile risalire alla concentrazione di odore nel campione di partenza.

Al fine di valutare l'impatto olfattivo di una sorgente non è sufficiente valutarne la concentrazione, ma occorre quantificare la portata di odore emessa, Odour Emission Rate, OER, calcolata moltiplicando la concentrazione di odore per la portata relativa alla sorgente perciò espressa in ouE/s.

All'interno della norma vengono descritte le caratteristiche richieste ai laboratori olfattometrici rispetto alla precisione e accuratezza della strumentazione, i materiali utilizzabili per il campionamento, le caratteristiche costruttive dell'olfattometro e le procedure per la selezione dei panellist.

Per quanto riguarda il campionamento di odore, invece, la EN 13725 fornisce solamente alcune indicazioni di carattere generale.

Dapprima stabilisce quali materiali possano essere impiegati per la realizzazione di apparecchiature e contenitori di campionamento, basandosi sulle caratteristiche chimiche, meccaniche e termiche dei materiali stessi.

Sono utilizzabili materiali come Politetrafluoroetilene (PTFE – Teflon®), copolimero tetrafluoroetilene-esafuoropropilene (FEP), polietilentereftalato (PET, Nalophan®), acciaio inossidabile e vetro. Materiali diversi da questi sono implicitamente vietati, soprattutto alcuni tipi di gomme sintetiche e naturali, utilizzati solitamente come guarnizioni delle apparecchiature meccaniche.

La norma descrive successivamente le procedure di pulizia, così da rendere inodore l'equipaggiamento.

Per quanto riguarda l'impiego di sacchetti per il contenimento dei campioni, di cui viene sconsigliato il riutilizzo, occorre verificare l'assenza di perdite e di odori di fondo.

Nel processo di campionamento occorre garantire la sicurezza degli operatori, per cui vengono elencate una serie di indicazioni relative alle caratteristiche della zona di prelievo. Vanno inoltre tenute in considerazione alcune precauzioni per garantire la rappresentatività del campione, le quali comprendono la minimizzazione del tempo di contatto tra la sostanza odorigena e la strumentazione.

Per evitare la possibilità che un campione prelevato a caldo condensi, occorre diluire il campione inserendo una quantità nota di gas neutro all'interno del sacchetto.

Nel trasporto del campione deve essere ridotto al minimo la perdita di materiale dal sacchetto e devono essere evitate variazioni chimiche nella miscela. Questi fenomeni si presentano maggiormente all'aumentare del tempo, per cui è imposto un limite massimo di 30 ore tra il prelievo e l'analisi del campione, garantendo che in questo lasso di tempo il campione non sia esposto a fonti di calore o alla luce solare.

La norma europea introduce anche alcuni aspetti riguardanti le fasi di prelievo del campione, suggerendo una pianificazione delle campagne di campionamento, che consistono nell'identificazione dei processi coinvolti nella produzione di odori, della loro posizione e dei processi che potrebbero variarne la portata.

La EN 13725 classifica le sorgenti odorigene in puntuali, areali con flusso indotto, areali senza flusso indotto e volumetriche. Per quest'ultime la norma non raccomanda alcuna metodologia operativa, indicando come la valutazione dell'entità dell'emissione conduca a errori troppo grossi per essere presa in considerazione.

Per le sorgenti puntuali viene indicata la strumentazione necessaria per il campionamento e viene proposta una strategia opportuna di prelievo.

Nel caso di sorgenti areali senza flusso indotto, la norma elenca alcune tecniche di misura possibili, come camere di ventilazione, Wind Tunnel e metodi micrometeorologici, evitando però di fornire i dettagli del prelievo.

Nel campionamento da sorgente areale con flusso indotto, invece, vengono suggeriti due metodi: l'applicazione di cappe statiche e la copertura completa della sorgente con prelievo dei campioni dall'ambiente miscelato sottostante, il quale però comporta un notevole sforzo logistico.

La differenza tra le due tecniche sta nella rappresentatività dell'emissione, in quanto nel caso di cappe statiche è possibile coprire solamente una piccola parte della superficie emissiva, la quale è molto disomogenea per portata e composizione.

Sono presenti inoltre alcuni accorgimenti per poter utilizzare correttamente le cappe statiche, in particolare è indicato di evitare l'interferenza della cappa con la portata emessa e si richiede di prelevare in un numero di punti sufficiente per la modellazione della sorgente.

La norma prevede quindi una descrizione dettagliata in fase di analisi del campione, ma fornisce solamente una base di partenza per le tecniche di campionamento. Queste sono quindi approfondite in alcune linee guida locali, come la VDI e le Linee Guida della Lombardia.

2.1.2 VDI 3880 (2008)

La Verein Deutscher Ingenieure (associazione tedesca degli ingegneri) nel 2008 ha cercato di colmare le mancanze della EN 13725 fornendo alcune linee guida.

La VDI 3880 "Olfattometria – Campionamento statico" pone la sua attenzione sui metodi di campionamento, definendoli come fondamentali ai fini della quantificazione di odore.

Essa riprende quanto affermato dalla normativa europea, approfondendo però alcuni aspetti e aggiungendo alcune indicazioni necessarie a standardizzare le procedure di campionamento.

Viene ribadita l'utilità della pianificazione suggerita nella EN 13725, ma si approfondisce il concetto relativo alle indagini preliminari, da svolgersi in previsione di una campagna prelievi.

In seguito ad un paragrafo contenente indicazioni riguardo le condizioni di lavoro, sono elencati i materiali utilizzabili per realizzare contenitori ed apparecchiature per la raccolta dei campioni, i quali ricalcano quelli già suggeriti nella norma europea.

Per quanto riguarda la durata del campionamento, la numerosità dei prelievi da fare e le precauzioni da prendere nel trasporto, si riprende quanto suggerito dalla norma, ad eccezione del tempo massimo che può intercorrere tra il prelievo e l'analisi che viene qui ridotto a 6 ore, per limitare le perdite di composti odorigeni dal film polimerico.

Infine viene suddiviso il tipo di campionamento in base al tipo di sorgente, dapprima definendo le sorgenti attive, ovvero quelle con flusso indotto, e quelle passive, prive di flusso. Il valore limite di flusso che definisce una sorgente attiva viene fissato per convenzione a $50 \frac{m^3}{m^2 \cdot h}$

Vengono quindi indicate le diverse metodologie per il campionamento delle sorgenti e nel caso di prelievo da sorgente puntuale viene ripresa la EN 15259, la quale contiene le indicazioni necessarie per l'ottenimento di un campione rappresentativo.

Segue una descrizione dettagliata delle procedure per il prelievo da sorgenti areali attive, dove viene illustrata una standardizzazione del metodo di prelievo mediante una cappa statica, incrementando in modo notevole le informazioni date dalla norma europea. La VDI riporta i criteri necessari per la scelta dei punti di prelievo, così che misurando la portata volumetrica e la concentrazione di odore nell'effluente, si possa costruire un profilo di velocità del gas uscente. Le Linee Guida specificano inoltre alcune equazioni utili per il calcolo delle velocità e delle concentrazioni medie del flusso di gas odorigeno a partire dai dati sperimentali ottenuti.

La VDI inserisce un paragrafo in cui descrive le caratteristiche costruttive della cappa statica, fornendo misure e proporzioni che essa deve rispettare.

Infine, per quanto riguarda le sorgenti areali passive, si pone grande interesse nell'utilizzo di una Wind Tunnel, un dispositivo che utilizza il flusso di un gas neutro che consente di raccogliere le

emissioni odorigene in quantità controllata. Vengono inoltre fornite indicazioni per il calcolo del numero e del posizionamento dei prelievi necessari.

2.1.3 Linee guida Regione Lombardia

Con la “Linea guida per la caratterizzazione, l’analisi e l’autorizzazione delle emissioni gassose in atmosfera delle attività ad impatto odorigeno” viene razionalizzato quanto presente nella legislazione in merito al campionamento e all’analisi delle emissioni odorigene e viene proposta una modalità per la standardizzazione della metodologia di prelievo nella Regione Lombardia.

In essa vengono proposte tematiche già presenti nella norma europea con poche modifiche, riprendendo ad esempio la progettazione della campagna prelievi, le condizioni di lavoro, la scelta dei materiali, i tempi e le apparecchiature necessarie per il trasporto e lo stoccaggio del campione.

Il tempo massimo di stoccaggio, in queste linee guida, viene riportato come nella EN 13725 a 30 ore, in quanto risulterebbe difficile eseguire le analisi in tempi minori.

Inoltre viene dedicata una parte piuttosto ampia alle modalità di campionamento da sorgente areale passiva, mediante l’utilizzo di una Wind Tunnel, di cui vengono descritti i principi di funzionamento, le condizioni operative e le equazioni per il calcolo della portata di odore.

Tale Linea Guida è stata utilizzata in diverse regioni del territorio italiano e costituisce un punto di riferimento per l’applicazione di un metodo comune di campionamento. (Pagani 2010, Rivilli 2011)

2.2 Strategie di campionamento

Nei seguenti paragrafi verranno trattate dettagliatamente le strategie di campionamento in base alla tipologia di sorgente, seguendo quanto espresso dalle linee guida tedesche (VDI 3880) e quelle della Regione Lombardia, specificate nell’allegato 2.

2.2.1 Campionamento da sorgente puntuale

Si è in presenza di una sorgente puntuale quando l'odore è emesso da un singolo punto, generalmente in maniera controllata attraverso un camino. Il campionamento in questo caso consiste nel prelievo del gas emesso, di cui è facilmente calcolabile la portata.

Il punto di prelievo deve essere scelto in prossimità della sezione con il profilo di velocità maggiormente uniforme, secondo quanto indicato nella UNI 10169:2001.

Nel caso in cui l'aeriforme emesso sia sotto pressione è sufficiente inserire il tubicino all'ingresso del sacchetto di campionamento direttamente nel condotto. In caso contrario, si rende necessaria la formazione di una depressione a valle del sacchetto, realizzata inserendo il sacchetto in un recipiente cilindrico all'interno del quale, durante il prelievo, viene creato il vuoto. In questo modo il gas viene immesso nell'apposito contenitore, evitando il contatto tra pompa di aspirazione ed aria da analizzare, il quale costituisce un grande vantaggio (Gostelow 2001).

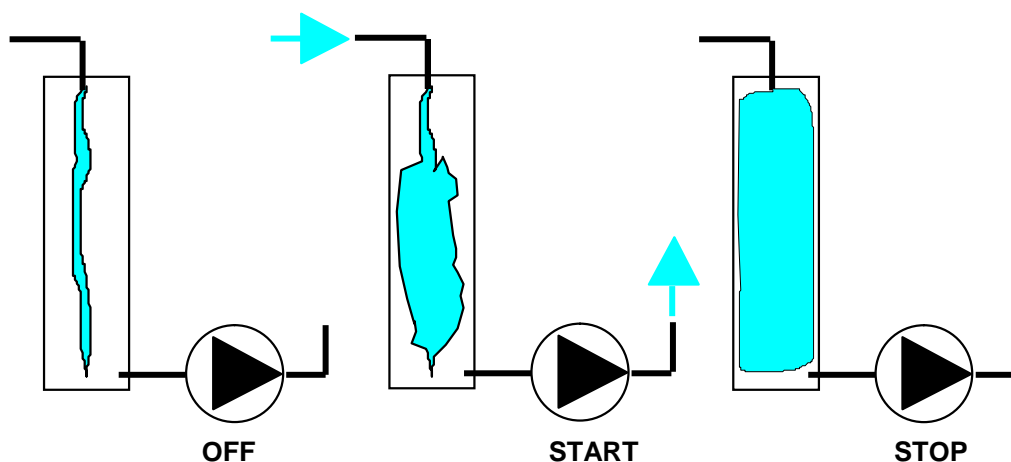


Figura 1 – Schematizzazione del campionamento

Prima di effettuare il prelievo, in alcuni casi, è possibile condizionare l'ambiente all'interno del sacchetto, riempiendolo con il gas da campionare e vuotandolo subito dopo.

La portata di odore uscente è facilmente calcolabile dopo aver misurato la velocità di efflusso e la sezione del camino, dalle quali è possibile stabilire la portata volumetrica di gas, quindi:

$$OER = C_{odore} * Q_{effluente}$$

In cui C_{odore} è la concentrazione di odore misurata, mentre $Q_{effluente}$ è la portata volumetrica.

2.2.2 Campionamento da sorgente volumetrica

Le sorgenti volumetriche sono costituite principalmente da edifici dai quali fuoriescono odori, sia attraverso aperture appositamente create, che da porte e finestre, oppure da impianti industriali che presentino delle perdite.

Anche in questa situazione l'OER viene calcolato moltiplicando la portata volumetrica per la concentrazione di odore, similmente al caso di sorgente puntuale, ma risulta molto più complicato misurare la portata delle fuoriuscite, così come una concentrazione che sia rappresentativa dell'emissione globale.

È possibile stimare il flusso cercando di misurare la velocità dell'aria in prossimità delle aperture utilizzando un gas tracciante.

Nel caso di perdite da impianti, invece, le emissioni possono essere quantificate mediante un bilancio globale di materia.

2.2.3 Campionamento da sorgente areale

Una sorgente areale è una superficie, solida o liquida, di grandi dimensioni rispetto alle distanze a cui si vogliono studiare gli effetti odorigeni.

È possibile suddividere le sorgenti areali in sorgenti attive, le quali presentano un flusso d'aria uscente, e in sorgenti passive, nelle quali l'unico flusso di materia è quello dovuto alla differenza di concentrazione tra la superficie stessa e l'aria sovrastante.

I biofiltri e i cumuli areati sono considerati esempi di sorgenti attive, mentre le superfici di discariche, i terreni agricoli e le vasche degli impianti di trattamento delle acque reflue sono esempi di sorgente areale passiva.

Il valore limite di flusso che definisce una sorgente attiva viene fissato per convenzione a $50 \frac{m^3}{m^2 \cdot h}$.

2.2.3.1 Sorgenti areali attive

Come descritto in precedenza, si definiscono attive quelle sorgenti che presentano flusso indotto, ovvero che presentino una corrente d'aria uscente.



Figura 2 – Cappa statica

La velocità di emissione risulta però troppo blanda, per cui è necessario incanalare il flusso emissivo in un condotto di sezione sufficientemente ridotta, assicurandosi di isolare accuratamente l'aria emessa dall'ambiente circostante, così che il vento non possa diluirne il contenuto odorifero. A tale scopo si utilizza una cappa statica, la quale copre una parte della superficie emissiva e convoglia in un camino il gas rilasciato, che raggiunge in tal modo un valore di velocità sufficiente per effettuare il prelievo con le medesime modalità enunciate per il caso di sorgenti puntiformi.

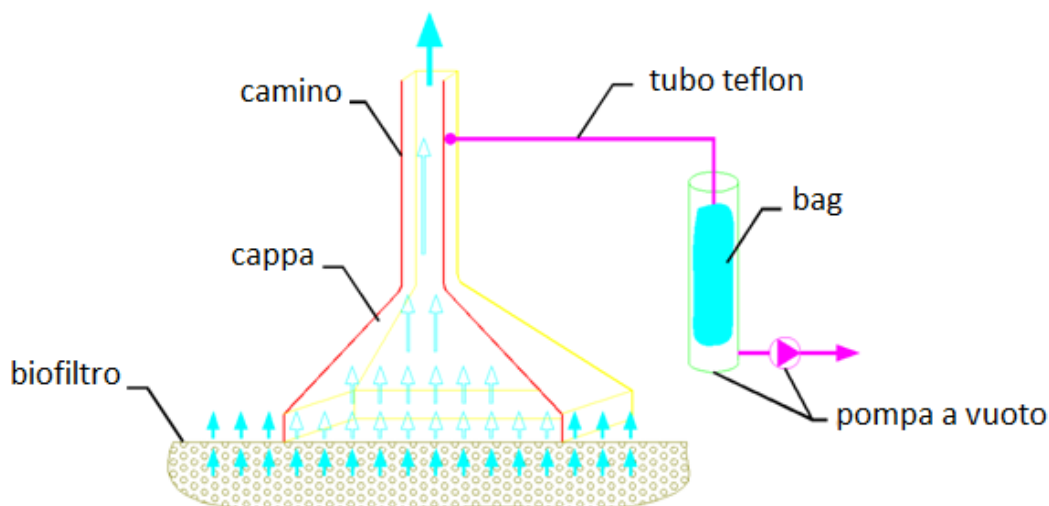


Figura 3 – Schematizzazione del funzionamento di una cappa statica

La cappa non copre l'intera superficie emissiva, che può avere un'area di decine o centinaia di metri quadrati, ma viene posizionata solo in alcuni punti che siano il più possibile rappresentativi della superficie.

Esistono alcuni criteri per la scelta dei punti di prelievo, basati sull'osservazione della distribuzione di flusso lungo la superficie (VDI 3790 Bl. 2; 3475 Bl. 1).

Nella VDI 3475 Bl. 1 viene sancito che almeno l'1% dell'area totale debba essere oggetto di campionamento, concetto che viene ribadito nella VDI 3880 e nelle linee guida della Regione Lombardia.

La VDI 3477 (2004) richiede che la caduta di pressione lungo la cappa sia minimizzata, anche mediante l'uso di un ventilatore, così da mantenere il più possibile vicino al valore reale la portata emessa.

La distribuzione di flusso lungo la superficie può essere considerata omogenea nel caso in cui le velocità misurate nelle diverse zone differiscano tra loro meno di un fattore costante, che nel caso della VDI 3880 viene suggerito pari a 2.

In questo caso la concentrazione di odore viene stimata come la media geometrica delle concentrazioni misurate nei diversi punti:

$$C_{odore} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n C_{odore,i}}$$

In cui $C_{odore,i}$ rappresenta i diversi valori di concentrazione di odore misurati.

Nel caso in cui le velocità dovessero differire tra loro più del fattore costante fissato, si è in presenza di una distribuzione non omogenea del flusso, per cui il calcolo viene pesato sui valori di velocità misurati:

$$C_{odore} = \frac{\sqrt[n]{\prod_{i=1}^n C_{odore,i} * v_i}}{v_i}$$

In cui v_i rappresenta le diverse velocità misurate.

2.2.3.2 Sorgenti areali passive

Le sorgenti areali passive, ovvero quelle senza flusso indotto, portano con sé le difficoltà riscontrate con le sorgenti areali attive nella stima dell'OER, ma aggiungono l'impossibilità della valutazione di una portata emissiva.

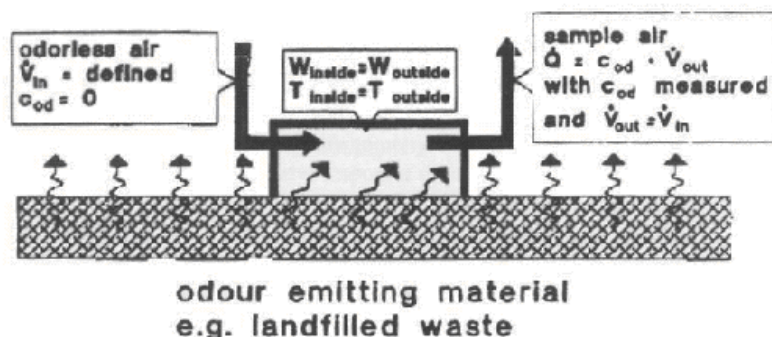


Figura 4 – Schematizzazione di una sorgente areale

È possibile effettuare una stima diretta o indiretta dell'emissione, utilizzando rispettivamente i metodi a cappa o l'applicazione dei cosiddetti metodi micrometeorologici.

2.2.3.2.1 Metodi micrometeorologici

I metodi micrometeorologici prevedono l'applicazione inversa dei modelli di dispersione atmosferica utilizzati da anni nello studio della diffusione di inquinanti in aria (Havens e Spicer 1985; Farrel 2002).

Esistono delle equazioni di derivazione analitica e semiempirica che permettono di stimare la concentrazione delle sostanze odoranti emesse a diverse distanze dalla sorgente, col variare della quota e della posizione del recettore.

Per poter applicare tale metodo occorre innanzitutto conoscere le caratteristiche della sorgente, per cui la forma e le dimensioni della stessa, la portata di aeriforme emesso, la sua composizione, la velocità del flusso e la quota di emissione.

Inoltre, poichè il ruolo cruciale per la dispersione atmosferica delle sostanze emesse è svolto dai movimenti dell'aria, occorre individuare le caratteristiche microclimatiche della zona d'interesse, misurandone temperatura, pressione, insolazione e velocità del vento, da cui, tramite opportune tabelle, è possibile modellizzare il profilo verticale di temperatura.

I metodi micrometeorologici vengono applicati nello studio dell'odore generato da superfici areali passive, soprattutto in quelle di grandi dimensione e con disomogeneità di emissione, come nel caso di terreni agricoli, stagni e zone industriali.

I metodi micrometeorologici per il calcolo dell'OER sulla base di concentrazioni misurate a valle di una sorgente odorigena sono poco studiati sia per il crescente affermarsi dei metodi a cappa, sia per la difficoltà di determinazione della concentrazione emessa dalla sorgente nel caso in cui si abbia a che fare con emissione di odori e non di semplici analiti.

I metodi micrometeorologici restano inoltre di scarsa applicazione a causa degli eccessivi costi dovuti al fatto che richiedono l'utilizzo di un grande numero di campioni.

2.2.3.2.2 Metodi a cappa

I metodi a cappa vengono preferiti a quelli micrometeorologici nel campionamento di superfici areali, grazie alla loro semplicità di impiego e alla bontà dei risultati ottenuti.

In particolare, nel caso di sorgenti passive, è stata utilizzata una grande varietà di apparecchiature, diverse in forma e dimensioni, che possono essere raggruppate in due categorie a seconda di come l'aria fluisce al loro interno (Hudston et al 2008b): camere statiche e cappe dinamiche.

Nel prelievo di gas odorigeno occorre tener conto che i risultati ottenuti vengono falsati dall'uso di qualunque apparecchiatura per cui occorra aspettare del tempo dal posizionamento al prelievo, in quanto viene disturbata la superficie emissiva (Environmental Protection Agency, 2001).

La cappa altera la pressione, portandola ad un valore diverso da quello ambiente, per cui a seconda del dispositivo utilizzato si arriverà ad un risultato diverso.

I fenomeni di trasferimento di materia in emissioni odorose da sostanze liquide sono stati studiati esaurientemente per i liquidi (Clark et al 1995; Crusius e Wanninkof, 2003; Hudson et al 2008a), ma in maniera meno approfondita in riferimento alle sorgenti solide (Zhang et al 1997; Hudson et al 2008a).

Risulta importante per descrivere in maniera esaustiva l'emissione, correlare i dati ottenuti utilizzando una specifica tipologia di cappa con i parametri fisici e geometrici della stessa, nonché ai fenomeni di volatilizzazione coinvolti.

2.2.3.2.2.1 Camere statiche

Una camera statica consiste in una copertura emisferica o parallelepipedale posizionata sulla superficie emissiva da caratterizzare, in modo che al suo interno si accumulino le sostanze rilasciate dalla sorgente.

Si contraddistinguono dalle cappe dinamiche in quanto l'unico flusso materiale presente è quello generato dal gradiente di concentrazione presente tra la sorgente e l'ambiente sotto cappa, sono quindi assenti flussi indotti esternamente, motivo per cui risulta poco adatta nella correlazione tra velocità del vento e variazione di concentrazione.

La raccolta del campione prevede un prelievo dell'aria all'interno del dispositivo, dopo averlo lasciato per un tempo sufficiente sulla sorgente areale da analizzare.

La forma e le dimensioni della cappa non influiscono sull'emissione, poichè i processi di trasferimento di massa non risentono significativamente della forma (Hudson e Ayoko, 2008b). Esiste quindi una grande varietà di dispositivi, anche se quelli a base circolare sono preferiti per la loro semplicità costruttiva.

Nonostante la semplicità costruttiva e procedurale essi presentano scarsa affidabilità della misura, come dimostrato da Bekku et al. (1997) nella misurazione di emissione di anidride carbonica dal suolo. Il flusso di CO₂ diminuisce infatti nel tempo a causa dell'instaurarsi di una concentrazione sempre maggiore di CO₂ nello spazio di testa della cappa. Gao e Yates (1998) in seguito ad alcuni campionamenti dal terreno con diversi metodi e tempi di posa hanno confermato la diminuzione di flusso di odore con l'aumento del tempo di prelievo.

Per evitare di sottostimare la reale emissione occorre quindi ridurre il tempo di permanenza della cappa, evitando l'instaurarsi di equilibrio, il quale andrebbe a sopprimere la forza motrice responsabile dell'evaporazione. Si evince quindi che tali dispositivi sono in grado di raccogliere

piccoli volumi di campione, inferiori alle quantità richieste per un'analisi olfattometrica successiva, perciò le camere statiche possono essere considerate inadatte per un corretto calcolo dell'OER (Hudson e Ayoko, 2008b).

2.2.3.2.2 Camere statiche flussate

Le camere di ventilazione, sono visivamente analoghe alle camere statiche, ma differiscono da quest'ultime in quanto presentano dei fori di ingresso e uscita attraverso cui viene fatta fluire dell'aria. Tale flusso può essere prodotto artificialmente collegando alla cappa un ventilatore o una bombola di aria neutra.



Figura 5 – Camera di ventilazione

Il campionamento avviene prelevando l'aria in uscita dalla cappa, la quale trascina con sé le sostanze emesse all'interno dell'apparecchiatura.

Le caratteristiche principali che differenziano le varie camere a flusso sono la forma, il tipo di aria utilizzata e i tempi di campionamento.

La maggior parte delle cappe dinamiche presenta base rettangolare, le quali consentono di realizzare al loro interno un flusso gassoso direzionale che costituisce una buona simulazione dell'effetto del vento sulla sorgente. In questo modo viene evitato l'accumulo di odore all'interno della cappa, il quale diminuisce l'entità dell'emissione (Hudson e Ayoko, 2008b; Bekku et al., 1997; Gao et al., 1998).



Figura 6 – Prelievo da sorgente areale passiva

Per garantire una corretta stima occorre prestare attenzione ad alcuni aspetti, come al valore di portata di aria, solitamente compresa nel range di $1-40 \frac{L}{min}$ (Gostelow et al., 2003). Esso infatti nel caso in cui fosse troppo basso porterebbe ad avere gli stessi problemi delle camere statiche, mentre creerebbe una situazione di strippaggio che porterebbe alla sovrastima dell'emissione se assumesse valori troppo elevati (Gao e Yates, 1998).

Vi sono cappe che utilizzano aria neutra proveniente da una bombola oppure è possibile utilizzare, mediante l'intervento di ventilatori, l'aria ambiente resa neutra attraverso la filtrazione su carboni attivi.

Un aspetto importante da considerare è la variazione di pressione all'interno della camera che può incrementare o sfavorire la volatilizzazione delle sostanze odorose (Conen et al., 1998). Per questo motivo si deve prestare attenzione al tempo che intercorre tra il posizionamento della cappa sulla superficie da campionare e il momento del prelievo; questo tempo solitamente dipende dalle caratteristiche della cappa come le sue dimensioni e la sua geometria.

Nel tempo si è cercato di migliorarne le caratteristiche fluidodinamiche andando a modificare la progettazione delle camere dinamiche per il campionamento sia da superfici liquide che solide.

Negli ultimi anni si è giunti alla realizzazione di cappe dinamiche denominate wind tunnel, in grado di simulare l'effetto del vento su sorgenti areali passive, consentendo così di stimarne l'emissione.

2.2.3.2.2.3 Cappe dinamiche: Wind Tunnel

La Wind Tunnel è costituita da una camera di sezione generalmente rettangolare costruita in acciaio, acrilico o materiale inerte all'odore. Al suo interno viene fatta fluire una corrente di aria neutra proveniente da bombola avente direzione parallela alla superficie che si desidera campionare, in modo da favorire la volatilizzazione dei composti odorigeni.

La corrente d'aria deve simulare il più possibile l'effetto del vento poiché lo scopo di utilizzare questi dispositivi è quello di ricreare delle condizioni simili alle condizioni atmosferiche. Al fine di valutare le condizioni fluidodinamiche ideali è necessario studiare sia la forma sia la dimensione della cappa, oltre che le zone di imbocco e sbocco dell'aria.

Il valore dell'Odour Emission Rate è funzione della velocità dell'aria sulla superficie da campionare. L'utilizzo di elevate portate di aria neutra, a cui corrispondono velocità interne alla camera comprese tra 0.3 e 1 m/s, ha il vantaggio di simulare tipiche condizioni ambientali che possono effettivamente verificarsi sulla superficie che si desidera campionare (Bliss et al., 1995; Jiang et al., 1996). Una portata di aria troppo elevata ha lo svantaggio però di diluire eccessivamente l'emissione da campionare rendendo così più difficoltosa la sua misurazione tramite olfattometria dinamica. Per questo motivo sono preferite wind tunnel la cui velocità, sulla superficie di campionamento, è compresa tra 1 e 10 cm/s (Frechen et al., 2004; Capelli et al., 2009).

Il design di una Wind Tunnel può essere studiato per evitare la formazione di vortici o di zone di ristagno, così da creare condizioni di flusso il più uniformi possibili e da rendere i filetti di fluido omogenei e paralleli alla sorgente (Jiang et al. 1995).

L'aria può originare un flusso laminare o turbolento, uniforme sulla superficie, che permette un trasferimento dei composti volatili al di fuori della camera. Ciò avviene grazie all'instaurarsi sulla superficie di un trasporto di massa convettivo. Al fine di rendere omogeneo il flusso all'ingresso della camera vengono spesso inserite griglie forate in acciaio e deflettori di flusso (Capelli et al 2009).

Il controllo aerodinamico risulta cruciale in questi dispositivi poiché la portata di odorante in uscita è direttamente correlata alla velocità dell'aria (Clark et al., 1995).

In accordo con la teoria dello strato limite è possibile affermare che bassi valori di portata, minori di $20 \frac{L}{min}$, causano accumuli della sostanza volatile nell'apparecchio, rallentando l'emissione e portando quindi a sottostimare la reale emissione (Gao e Yates, 1998). Il fenomeno è stato verificato in molteplici studi che dimostrano come campioni provenienti da camere a flusso siano più concentrati di quelli provenienti da Wind Tunnel (Hudson et al., 2008b).

Si preferisce porre un limite inferiore alle dimensioni della Wind Tunnel, evitando dispositivi con sezione avente altezza maggiore di 0.15m, al fine di rendere il più possibile uniforme la velocità dell'aria e di limitarne i gradienti verticali (Loubet et al., 1999; Sohn et al., 2005).

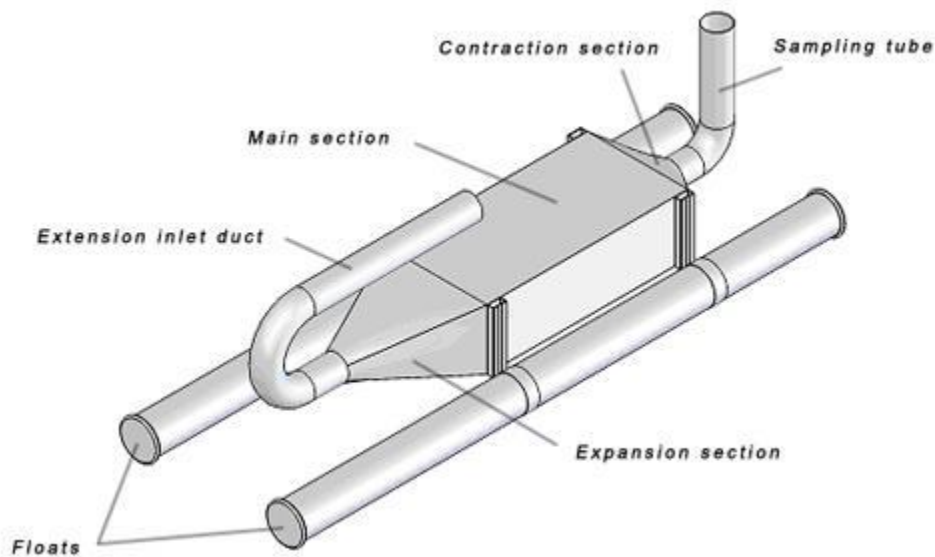


Figura 7 – Schematizzazione di un esempio di Wind Tunnel

Le principali grandezze che condizionano il valore di concentrazione in uscita dalla Wind Tunnel sono relative alle proprietà chimico-fisiche dell'odorante presente (Hudson et al., 2008b) e ai parametri caratteristici del trasferimento materiale.

La velocità del vento caratterizza la velocità di volatilizzazione, soprattutto con l'instaurarsi di un moto turbolento, facendo aumentare significativamente i valori dei coefficienti di scambio materiali ad essa correlabili.

La costante di Henry, H, stabilisce la quantità di odorante che verrà riscontrata in fase liquida e in fase gas all'equilibrio, dalla quale è possibile determinare se il composto in analisi ha tendenza a restare in fase liquida o a passare in quella gas.

La temperatura della soluzione influenza la sua viscosità e la diffusività molecolare di ogni composto in essa presente. La velocità di trasferimento delle molecole aumenta all'aumentare

della temperatura a cui corrisponde una riduzione della viscosità cinematica e un aumento della diffusività molecolare.

Sostanze con un elevato valore di H , quindi poco solubili, sono più sensibili al cambiamento della temperatura della soluzione (Hudson et al., 2008b).

In generale risulta sensato considerare separatamente il campionamento da sorgenti areali passive liquide e solide, in quanto esse sono interessate da fenomeni diversi.

La diffusione di materia interfase da liquido a gas è governata dal coefficiente di scambio materiale nello strato limite gassoso. La turbolenza presente nella fase liquida è in grado di far migrare le sostanze dal bulk alla superficie attraverso moti convettivi a velocità tali da mantenere la concentrazione all'interfaccia pressochè costante.

Nel caso della diffusione da fase solida a gas la diffusività delle sostanze nei pori del solido costituisce invece una resistenza significativa (Dente e Ranzi, 2003).

A ciò si aggiunge la presenza di una rugosità superficiale che può influire significativamente sulla dipendenza del flusso di materia interfase dalla velocità del gas (Smith e Watts, 1994; Bliss et al., 1995).

Nel caso di emissioni da liquidi sono presenti una grande varietà di casi di studio che hanno portato ad una buona conoscenza del fenomeno. In particolare Hudson et al. (2004) e Galvin et al. (2004) hanno trovato una buona corrispondenza tra i dati sperimentali ricavati con Wind Tunnel direttamente sul campo ed un modello di dispersione gaussiano per stimare l'OER.

Gli studi in questo campo sono divenuti sempre più precisi, fino al lavoro svolto presso il Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano, con il quale è stato possibile sviluppare una Wind Tunnel per il campionamento da superfici passive (Capelli et al., 2009).

Innanzitutto si è compiuto un controllo delle condizioni fluidodinamiche all'interno della cappa che devono essere regolate per rispondere ai requisiti necessari (Jiang et al., 1995; Sohn et al., 2005).

In secondo luogo è stato necessario verificare le leggi di trasporto che governano la volatilizzazione all'interno del sistema di campionamento, al fine di poter correlare i risultati di un campionamento con le specifiche condizioni adottate, come ad esempio la velocità dell'aria e la temperatura. Lo scopo ultimo, infatti, è quello di poter estrapolare i dati correlandoli alle effettive condizioni atmosferiche che agiscono sulla superficie monitorata. Per quanto riguarda gli studi condotti presso il Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano, per la convalida della cappa di campionamento dinamica sviluppata (wind tunnel), come primo passaggio sono state effettuate delle prove sperimentali prelevando diversi campioni da una soluzione acquosa di n-

butanolo variando sia la velocità dell'aria che il titolo della soluzione. In seguito la concentrazione di odore dei campioni è stata stimata mediante olfattometria dinamica. Infine, per valutare la concentrazione di odore attesa, è stato applicato un metodo di volatilizzazione teorico (Bliss et al., 1995; Leyris et al., 2005) basato sulla teoria dello strato limite fluidodinamico di Prandtl. Si è riscontrata una buona corrispondenza tra i dati ottenuti sperimentalmente e quelli attesi sulla base della teoria.

Per quanto riguarda l'emissione da superficie solida, invece, non si riscontrano in letteratura risultati concordi (Capelli et al., 2012) e questo può dipendere dalla complessità del fenomeno.

Nella tabella seguente sono riassunti gli studi effettuati:

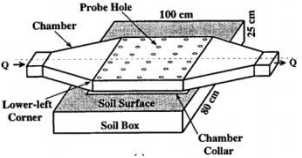
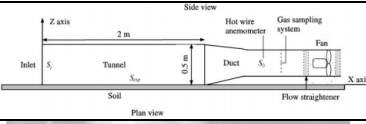

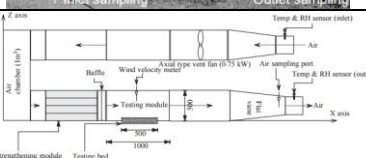
Autore	Portata	Velocità	Schematizzazione cappa	Lunghezza, altezza e larghezza
Gao et al. (1997)	25-75 L/min	1,1-3,3 cm/s		40.5 cm, 40.2 cm, 9.5 cm
Loubet et al. (1999)	7560-22800 L/min	100-400 cm/s		2 m, 50 cm, 50 cm
Bedos et al. (2002)	20-30 L/min	100 cm/s		2 m, 50 cm, /
Sohn et al. (2005)	70-1690 L/min	2-13 cm/s		50 cm, variabile 5-25 cm, 50 cm
Hudson et al. (2009)	3600 L/min	30 cm/s	Cappa in acciaio, aperta sul fondo	80 cm, 25 cm, 40 cm

Tabella 1 – Studi presenti in letteratura

Gao et al. (1997) hanno usato una particolare Wind Tunnel caratterizzata da un'altezza piuttosto modesta, 9.5 cm, per misurare l'emissione di gas da terreni. Questo tipo di cappa presenta dei restringimenti in ingresso e in uscita oltre a dei raddrizzatori di flusso lungo la sezione trasversale, il cui scopo è quello di ridurre al minimo le zone in cui il liquido potrebbe stagnare e quindi equalizzare il più possibile il flusso lungo la sezione trasversale. Utilizzando questo tipo di cappa si è riusciti a modellare in modo discreto quanto è previsto dai modelli micrometeorologici anche se

parte del merito è dovuto alla possibilità di modulare sotto cappa il flusso di aria in modo da simulare le condizioni ambientali circostanti.

Una Wind Tunnel per la misura delle emissioni di ammoniaca da terreni è stata convalidata negli studi di Loubet (1999), in cui, usando anidride carbonica come tracciante, è stato possibile valutare le caratteristiche fluidodinamiche presenti nella camera.

Ottimi risultati di ripetibilità sono stati ottenuti negli studi di Bedos et al. (2002), in cui sono state misurate le emissioni di un pesticida (Trifluralin) dal terreno utilizzando tre Wind Tunnel identiche. I risultati ottenuti dalle tre apparecchiature hanno variazioni minime, 14% al massimo tra uno strumento e l'altro, dimostrando la bontà del metodo di misura nel valutare le emissioni di composti chimici da terreni.

Sohn et al. (2005) si sono occupati invece di sviluppare una Wind Tunnel che rappresentasse al meglio le velocità caratteristiche dell'ambiente, considerando emissioni sia da superficie liquida che da matrice solida, ottenendo una buona corrispondenza (81%) tra i valori di CO emessa misurati e quelli reali.

Le emissioni da superficie solida variano al variare del terreno emissivo considerato, come dimostrato da Hudson et al. (2009), i quali hanno inoltre confrontato i risultati ottenuti mediante due metodi di misura differenti, Wind Tunnel e camera flussata, dimostrando che essi sono sostanzialmente differenti.

3. Materiali utilizzati

3.1 La cappa

La Wind Tunnel utilizzata per la sperimentazione è costituita da un parallelepipedo di acciaio inossidabile con parete e fondo fissi le cui dimensioni sono di 60 cm di lunghezza, 15 cm di larghezza e 20 cm di altezza, richiudibile da un coperchio. Quest'ultimo è mobile verticalmente sia per variare l'altezza dello strato di solido asciutto, sia per poter facilitare le operazioni di pulizia e rimozione del solido. Esso presenta inoltre due fori in corrispondenza dei lati corti per l'ingresso e l'uscita dell'aria ed una zona di rimescolamento costituita da due supporti con griglie di altezza pari a 5 cm nelle zone di ingresso ed uscita dell'aria. Queste griglie sono utili per la distribuzione di aria in ingresso e sono costituite da una serie di fori di diametro 6 mm.

Per simulare la situazione reale, è necessario che il flusso all'interno della cappa sia uniforme e completamente sviluppato. Per garantire omogeneità occorre evitare gradienti di velocità verticali, ad esempio utilizzando tutta l'altezza utile di cappa ed evitando quindi cappe inutilmente alte (Loubet et al 1999, Sohn et al 2005). Per ottenere un moto che sia completamente sviluppato è necessario garantirsi che la lunghezza della cappa sia pari ad almeno il triplo del diametro equivalente (Bird, 2002). Questi parametri sono rispettati nella costruzione della Wind Tunnel.

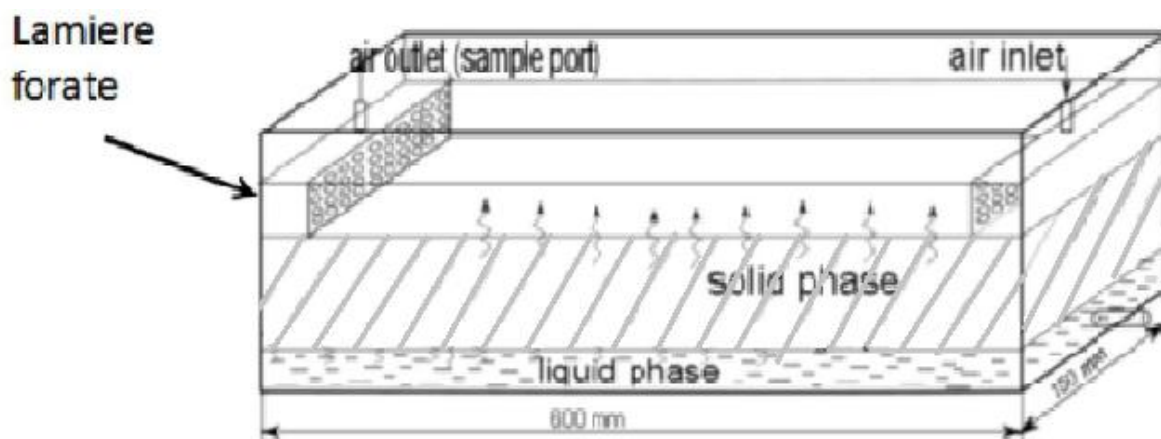


Figura 8 – Schematizzazione della Wind Tunnel utilizzata

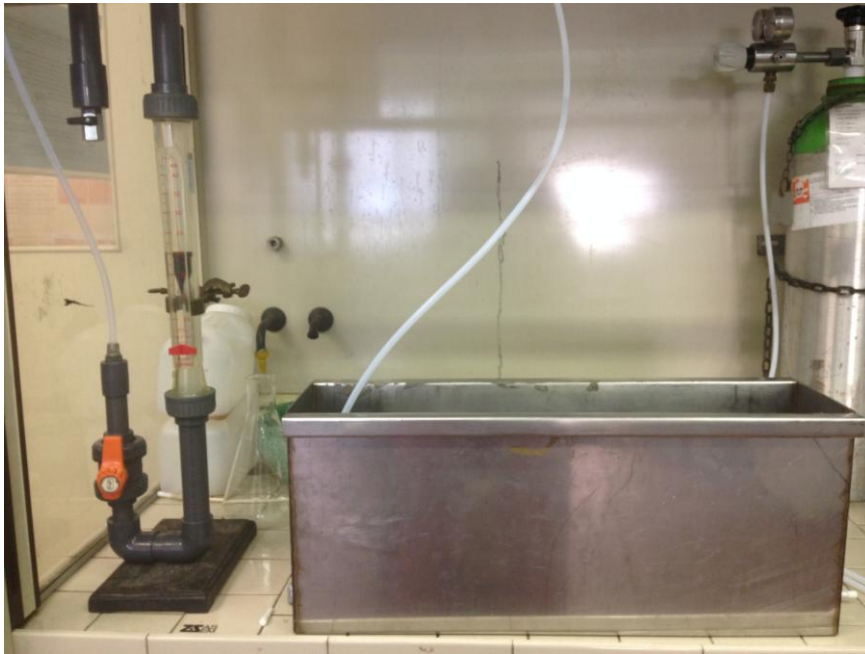


Figura 9 – Wind Tunnel

3.2 Il solido

Per quanto riguarda la simulazione del solido emissivo, si è scelto di operare con microsfere di vetro con diametri compresi tra i 400 e gli 800 μm . Le microsfere permettono di avere buoni valori di porosità nel letto di solido, mentre il vetro garantisce di operare con un solido inerte e inodore. Il letto presenta un grado di vuoto (ϵ) pari al 37,3% e una tortuosità (τ) tipica dei letti porosi, pari a 2,083, la quale tiene conto che i canali formati nel letto non siano tutti paralleli. Questi valori di ϵ e τ sono una buona rappresentazione di alcuni tipi di terreni, ad esempio quelli argillosi. Nella simulazione infatti viene evitata la scelta di un solido reale, in quanto presenterebbe una serie di problematiche, tra cui una difficile caratterizzazione dei parametri che influenzano la diffusione, come ad esempio il grado di vuoto o il coefficiente di diffusione. Utilizzando un terreno reale si avrebbe inoltre un ulteriore problema di ripetibilità delle prove, in quanto esso contiene diversi componenti, tra cui alcune sostanze non inerti che possono dare reazioni con gli odoranti, quindi falsare il dato in uscita.

Nella simulazione di emissione si considera il solido come un unico strato senza divisioni tra lo strato umido presente sul fondo, costituito da sferette bagnate da 1 L di odorante, e lo strato secco, formato solo da microsfere di vetro asciutte.

3.3 Il flusso

Il flusso all'interno della cappa è stato fatto variare da 0,65 m^3/h a 2,4 m^3/h . Per regolare i valori di flusso in ingresso alla camera, viene utilizzato un rotametro Gemü.

Le velocità nella Wind Tunnel associate ad ogni valore di flusso sono le seguenti:

Flusso [m ³ /h]	v [m/s]
0,65	0,02407
1,25	0,04630
2,40	0,08889

Tabella 2 – Valori di velocità associate al flusso

L'aria utilizzata proviene dalla linea dipartimentale dell'aria compressa ed è connessa al rotametro, a sua volta collegato, mediante un innesto a presa rapida, al foro di ingresso della cappa con dei tubi in teflon da 6 mm di diametro. Il flussimetro utilizzato è il modello 825, costruito in Trogamid, un poliammide trasparente, con galleggiante in polipropilene.

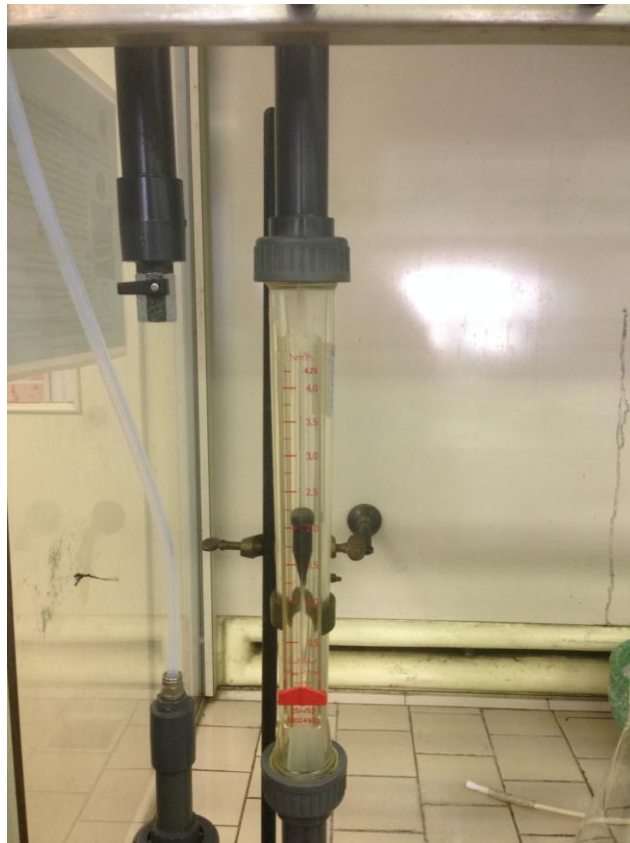


Figura 10 - Flussimetro

3.4 Il prelievo

Per il prelievo della miscela di aria e odorante in uscita dalla Wind Tunnel si utilizza una siringa SGE, con sensibilità 0,02 mL e con portata 1 mL.

Ad ogni misurazione l'ago viene inserito nel foro di uscita della camera, da cui vengono prelevati 0,1 mL di miscela.

Prima di ogni misurazione viene prelevata aria dall'ambiente, così da effettuare un lavaggio degli odoranti ancora presenti nello strumento.

Lo siringa utilizzata ha un ago rimovibile ed è costruito in vetro borosilicato.



Figura 11 – Siringa per l'iniezione del campione

3.5 Il composto chimico utilizzato per la sperimentazione

Nella sperimentazione è stato utilizzato acetone al 99,5% come odorante, in quanto sostanza facilmente rilevabile da gascromatografo, liquida alle condizioni operative, facilmente reperibile ed economica.

Il TLV-TWA per acetone è 750 ppm, quindi esso risulta sufficientemente sicuro per essere utilizzato nelle misurazioni.

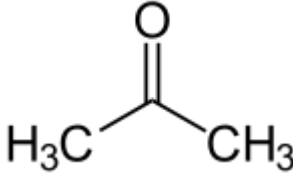

ACETONE	
Nome IUPAC	Propanone
Numero CAS	67-64-1
Formula bruta	C ₃ H ₆ O
Massa molecolare	58,08 uma
Formula di struttura	
Aspetto	Liquido incolore
PROPRIETÀ FISICHE	
Temperatura di ebollizione (@ 1 atm)	56,2°C
Temperatura di fusione (@ 1 atm)	-95,4°C
Densità (in condizioni standard)	791 kg/m ³
INDICAZIONI DI SICUREZZA	
Flash point	-17°C
Temperatura di autoignizione	540°C
Limiti di esplosione in aria	2,6-13%
LIMITI DI ESPLOSIONE	
TLV - TWA	750 ppm
TLV - STEL	1000 ppm
SIMBOLI DI RISCHIO	
	

Tabella 3 – Proprietà dell'acetone

L'acetone è inoltre uno dei chetoni facilmente riscontrabili nelle emissioni da cumuli di rifiuto (Zhang , 2012) e risulta essere uno dei principali prodotti del trattamento aerobico e anaerobico dei residui solidi (Fricke, 2005). La sostanza è rintracciabile anche come componente volatile (VOC, Volatile Organic Compound) in impianti di trattamento acque reflue (Ben Zen Wu, 2006).

La scelta dell'acetone è quindi una buona rappresentazione delle emissioni negli impianti che tipicamente sono legati alla produzione di odori.

3.6 L'analisi al gas cromatografo

Per quantificare la concentrazione di acetone presente nell'aria di uscita dalla cappa, si utilizza un gas cromatografo Hewlett Packard 6890 con rilevatore TCD (thermal conductivity detector), ossia un rilevatore a conduttività termica. Esso è costituito da un filamento conduttore posto all'uscita della colonna. Quando cambia la composizione del flusso che giunge all'uscita della colonna, la conducibilità del filamento varia. Questo avviene poiché la quantità di calore scambiato col gas nell'unità di tempo cambia e quindi anche la temperatura del filamento stesso. Tale variazione si traduce in un cambiamento della conduttività elettrica e quindi in un'alterazione temporanea del flusso di corrente. Di conseguenza è possibile rilevare tutti i composti che hanno conduttività termica diversa dal gas di trasporto.

All'interno del gas cromatografo è montata una colonna specifica per l'analisi dell'analita ovvero una colonna della Supelco con lunghezza 30 m e diametro interno di 0,53 mm, con spessore del film di 0,50 μm .

Il gas cromatografo in seguito ad una iniezione di gas, restituisce due picchi misurabili, uno per l'aria ed uno per il composto, da cui è possibile risalire alla concentrazione effettiva.



Figura 12 – Gas cromatografo

3.7 Metodi di analisi

3.7.1 Gas cromatografo

Il gas cromatografo è uno strumento di analisi che associa a una data concentrazione di sostanza un'area su di un grafico. Per ciascuna sostanza iniettata si avrà quindi in uscita un picco integrabile, il cui valore sarà poi trasformabile in un dato di concentrazione in ppm, attraverso l'utilizzo di una retta di calibrazione.

3.7.2 Retta di calibrazione

Una retta di calibrazione permette di calcolare il valore di concentrazione in ppm corrispondenti all'area di ogni picco misurato con il gascromatografo.

Per costruire una retta di calibrazione è sufficiente rappresentare su un grafico l'area dei picchi in funzione della concentrazione. Per poter costruire questo tipo di grafico si considerano cinque diversi punti, in cui si utilizzano soluzioni di acetone al 66,6% v/v, al 25% v/v, al 12,5% v/v, al 3,125% v/v e infine allo 1% v/v.

Per il calcolo delle tensioni di vapore si ricorre all'equazione di Antoine, la quale prevede tre coefficienti (A,B,C) che permettono il calcolo della tensione di vapore conoscendo la temperatura del sistema.

La calibrazione viene effettuata alla temperatura del laboratorio, la quale nel periodo delle prove è stata misurata pari a circa 27°C, per cui P° è circa pari ad un valore di 0,331032 bar calcolati con i seguenti parametri.

A	B	C
4,42448	1312,253	-32,445

Tabella 4 – Costanti di Antoine per il calcolo della tensione di vapore

Essendo l'equazione di Antoine:

$$\log_{10}(P^{\circ}(T)) = \left(A - \frac{B}{T + C} \right)$$

Con la temperatura T espressa in K e pari a 300,15 K, si ottiene che per il composto puro si hanno circa 328776,88 ppm.

Per la costruzione della retta di calibrazione, per prima cosa si iniettano nel gas cromatografo 0,1 mL di sola aria prelevata nell'ambiente, in modo da avere un valore di area del picco di aria di riferimento che verrà utilizzato per la normalizzazione dei dati.

Per determinare i punti si opera iniettando 0,1 mL prelevati dallo spazio di testa delle soluzioni a concentrazione nota. Ogni misura restituisce due picchi, il primo relativo ad acetone ed il secondo

relativo all'aria. Il picco dell'acetone è normalizzato rispetto a quello dell'aria dividendo questo valore per l'area del secondo picco, rappresentante aria, e moltiplicandolo per l'aria di riferimento prima misurata.

Si ottiene la seguente retta ricavata dai punti tabulati, ponendo i ppm teorici in ordinata e le aree nominali in ascissa:

Concentrazione [%v/v]	ppm teorici	Area Acetone	Area Aria	Area Nominale
66,6	219184,58	30077,73	53308,70	38935,66
25	82194,22	12758,83	60061,43	14659,02
12,5	41097,11	7016,13	63464,90	7626,81
3,125	10274,28	1415,03	66998,17	1457,10
1	2961,30	679,77	68304,20	671,15

Tabella 5 – Valori sperimentali per la calibrazione di acetone

Dove per ppm teorici si intendono i ppm calcolati alle condizioni operative per le diverse concentrazioni di soluzione a partire dalla legge di Antoine, per Area Acetone e Aria si intendono i valori di area restituiti dallo strumento a seguito dell'iniezione della miscela aria/acetone e per Area Nominale si intende il valore normalizzato dell'area precedentemente riportata rispetto all'area dell'aria di riferimento, la quale presenta un valore pari a 69006,5.

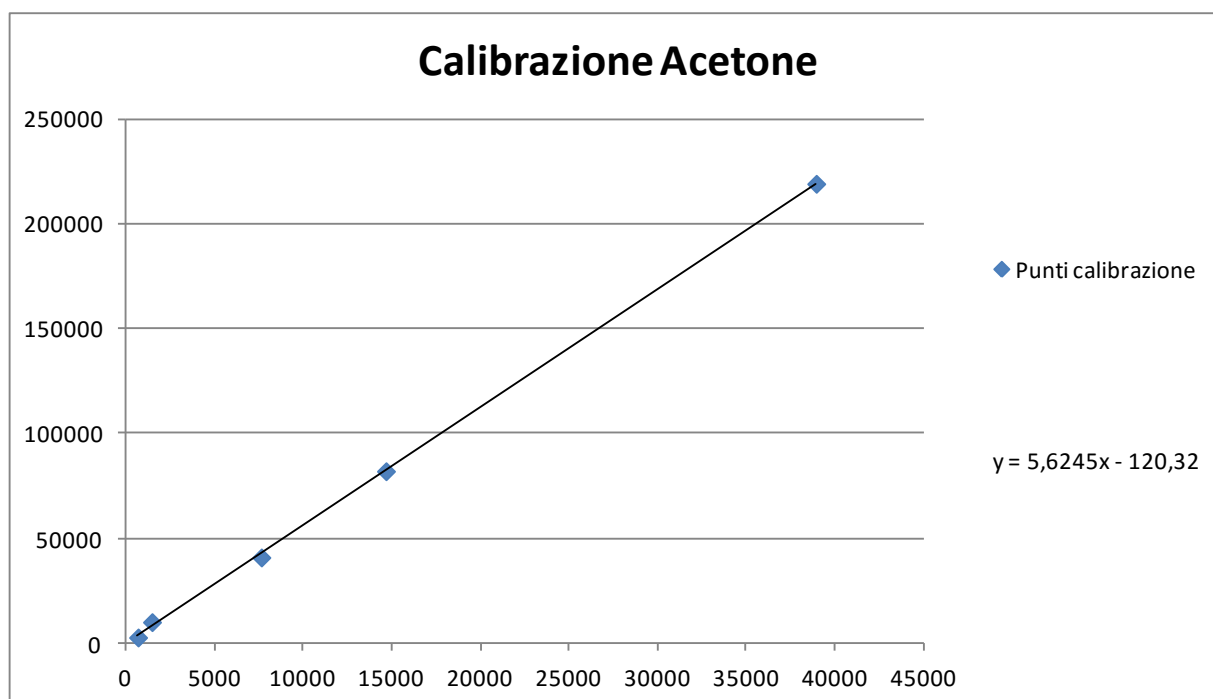


Figura 13 – Retta di calibrazione dell'ammoniaca

In cui $y = 5,6245 * x - 120,32$ è l'equazione della retta di calibrazione, da cui è possibile ricavare un valore di concentrazione (y) a partire da un valore di area restituito dal gas cromatografo.

4. Modelli di diffusione e volatilizzazione

È necessario sviluppare un modello matematico che descriva ciò che avviene all'interno del sistema, ovvero che possa rappresentare una sorgente reale che emette odori in condizioni di ventilazione naturale.

Si costruisce quindi una funzione matematica in grado di legare i parametri rappresentativi del sistema con i valori di concentrazione di odore in uscita dalla Wind Tunnel.

Descrivendo matematicamente il fenomeno sarà poi possibile, una volta sul campo, quantificare l'emissione a partire dal valore di concentrazione misurato in uscita.

4.1 Modello con costante proporzionale

Per lo sviluppo di questo modello viene sfruttata la conoscenza del fenomeno per il caso di emissioni gassose da superficie liquida, in una situazione così schematizzata:

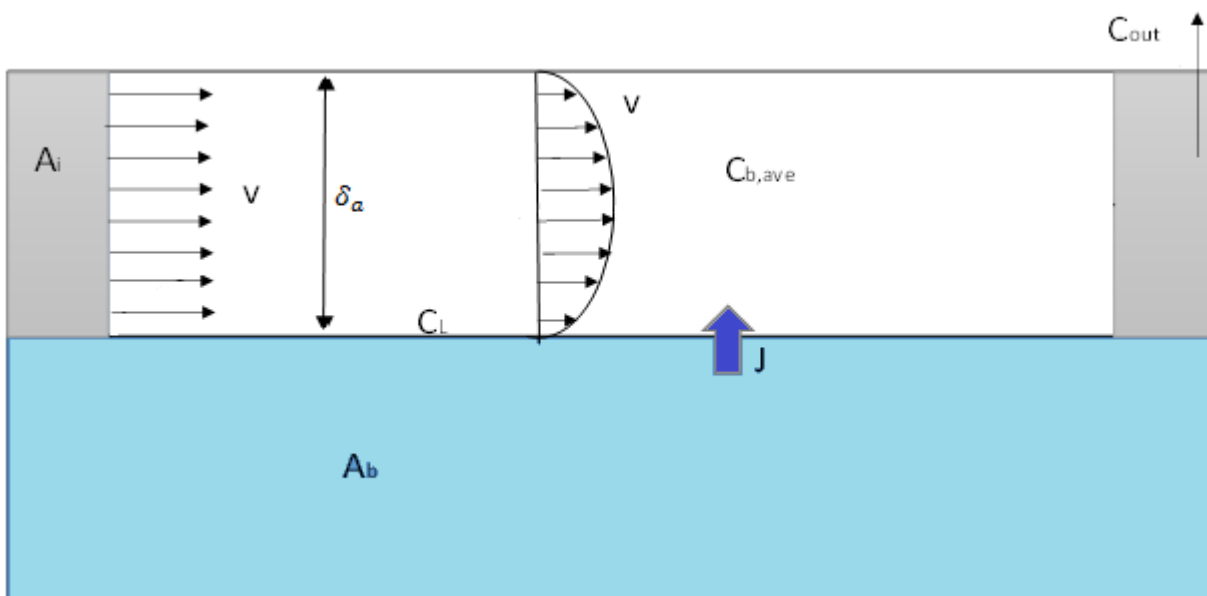


Figura 14 – Schematizzazione dell'emissione gassosa da superficie liquida in condizioni di flusso

Dove v è la velocità dell'aria strumentale all'interno della cappa $\left[\frac{m}{s}\right]$, A_i è la sezione di ingresso ed uscita, pari all'area delle griglie $[m^2]$, A_b è l'area del letto liquido $[m^2]$, J è il flusso emissivo $\left[\frac{kg}{s \cdot m^2}\right]$, C_L è la concentrazione di equilibrio sulla superficie liquida $\left[\frac{kg}{m^3}\right]$ e δ_a è lo spazio attraversato dal flusso, pari all'altezza delle griglie (5 cm).

In figura è mostrato il profilo di velocità, il quale assume un profilo parabolico tipico del moto laminare, e l'andamento della concentrazione di bulk all'interno della camera.

Per la situazione di una lastra piana emittente vale l'equazione (Thibodeaux and Scott, 1985; Capelli et al., 2009):

$$C_{out} = a * v^{-\frac{1}{2}}$$

Dove con C_{out} si intende la concentrazione in uscita, con a si indica una costante di proporzionalità che lega le due funzioni, mentre v rappresenta la velocità dell'aria all'interno della cappa; tale dipendenza può essere ricavata come segue.

La concentrazione in uscita può essere anche espressa come il rapporto tra il flusso emissivo e la portata di aria inserita nella cappa (Q_{air}); considerando di trascurare il contributo di evaporazione nel bilancio di materia, ossia si considera la portata in uscita uguale circa alla portata di aria in ingresso. Quindi:

$$C_{out} = \frac{J * A_b}{Q_{air}} = \frac{k_C * (C_L - C_{b,ave}) * A_b}{v * A_i}$$

Dove $C_{b,ave}$ è la concentrazione media di bulk presente in fase gas $\left[\frac{kg}{m^3}\right]$, considerata pari al 50% della concentrazione in uscita C_{out} e $C_L = \frac{PM * P_0(T)}{R * T}$.

k_C è il coefficiente di scambio materiale per il caso liquido che può essere espresso rispetto ai parametri classici della fluidodinamica e nel caso di regime laminare e lastra piana è uguale a:

$$k_C(Re) = \left(\frac{D_i}{L_{WT}}\right) * \left(0.664 * Re^{\frac{1}{2}} * Sc^{\frac{1}{3}}\right)$$

In cui D_i è il coefficiente di diffusività, L_{WT} è la lunghezza della Wind Tunnel e v è la velocità dell'aria.

Re è il numero di Reynolds, esprimibile come:

$$Re = \frac{v * L_{WT}}{\nu}$$

In cui ν è la viscosità cinematica.

Sc è il numero di Schmidt:

$$Sc = \frac{\nu}{D_i}$$

Quindi:

$$k_c(Re) = \left(\frac{D_i}{L_{WT}}\right) * \left(0.664 * Re^{\frac{1}{2}} * Sc^{\frac{1}{3}}\right) = \left(\frac{D_i}{L_{WT}}\right) * \left(0.664 * \left(\frac{\nu * L_{WT}}{\nu}\right)^{\frac{1}{2}} * \left(\frac{\nu}{D_i}\right)^{\frac{1}{3}}\right)$$

I dettagli dei passaggi che conducono a questa espressione sono riportati nel paragrafo 4.3.1.

Questa dipendenza di k_c dalla velocità giustifica la dipendenza di C_{out} da $\nu^{-\frac{1}{2}}$.

In alternativa, vista la geometria della cappa, bassa e larga, si può considerare il sistema come l'insieme di due lastre piane e stimare il coefficiente di scambio materiale tramite l'equazione seguente (i dettagli della derivazione sono riportati nel paragrafo 4.3.2).

$$k_c = \left(\frac{\rho_{mol,ACE}}{D_{eq}}\right) * \left(Nu * \left(\frac{Sc}{Pr}\right)^{\frac{1}{3}}\right)$$

$$= \left(\frac{\rho_{mol,ACE}}{2 * \delta_a}\right) * \left(4.425 * \left(\frac{\left(\delta_a/2\right)^2 * v_{air}}{L * \alpha_{ACE}}\right)^{\frac{1}{3}} * \left(\frac{\alpha_{ACE}}{\rho_{mol,ACE}}\right)^{\frac{1}{3}}\right)$$

È possibile a questo punto introdurre una situazione più complessa, in cui venga considerato uno strato di solido poroso, al di sopra di uno strato umido:

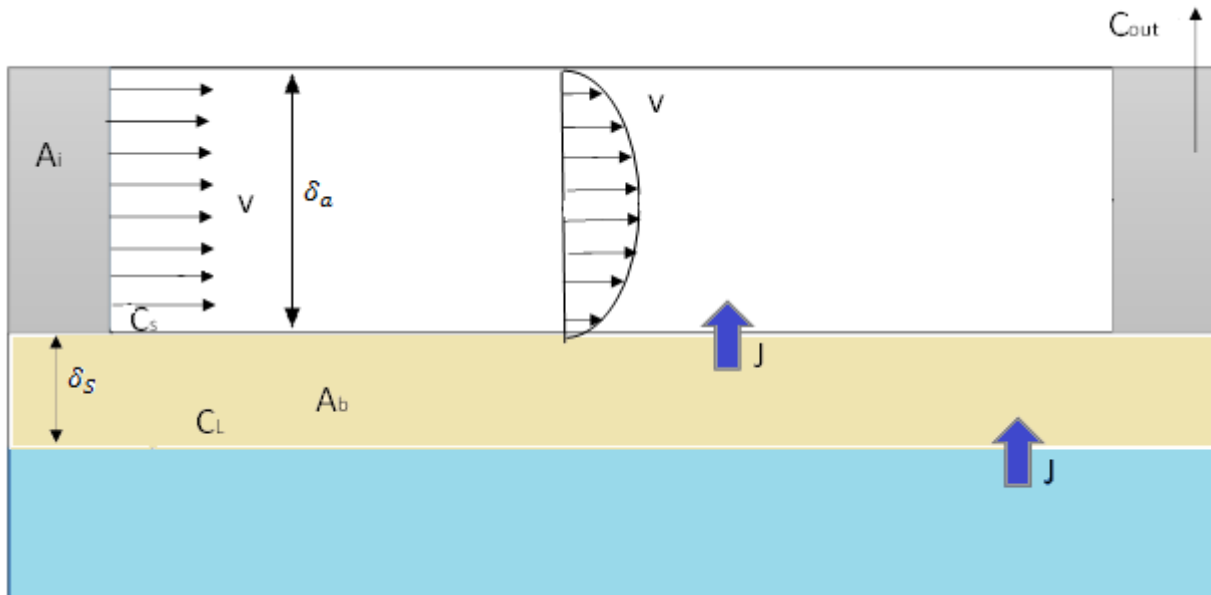


Figura 15 – Schematizzazione dell'emissione gassosa da superficie solida in condizioni di flusso

Dove, oltre alle variabili già definite in precedenza per Figura 14, δ_s è lo spessore di solido asciutto depositato sullo strato umido, C_s è la concentrazione sulla superficie solida.

Si può affermare che il flusso emissivo J sia continuo, ossia che il flusso in uscita dal liquido sia pari a quello in uscita dal solido. Quindi:

$$J = k_c * (C_s - C_{b,ave}) = \frac{D_{eff}}{\delta_s} * (C_L - C_s)$$

In cui D_{eff} è la diffusività efficace e può essere calcolata come:

$$D_{eff} = D_i * \frac{\varepsilon}{\tau}$$

Con ε porosità del solido e τ tortuosità del mezzo.

Uguagliando le due equazioni che esprimono il flusso emissivo è possibile scrivere:

$$(k_c * C_s) - (k_c * C_{b,ave}) - \left(\frac{D_{eff}}{\delta_s} * C_L\right) + \left(\frac{D_{eff}}{\delta_s} * C_s\right) = 0$$

$$C_s = \frac{(k_c * C_{b,ave}) + \left(\frac{D_{eff}}{\delta_s} * C_L\right)}{\left(k_c + \frac{D_{eff}}{\delta_s}\right)}$$

Risulta perciò possibile calcolare il valore di C_S per diversi valori di velocità e spessore dello strato solido, sempre ipotizzando che $C_{b,ave}$ sia pari al 50% della concentrazione in uscita C_{out} .

Imponendo che la portata emissiva uguagli la portata in uscita dalla cappa si ottiene:

$$J * A_b = C_{out} * Q_{air}$$

$$C_{out} = \frac{A_b * J}{A_i * v} = \frac{A_b * k_C * (C_S - C_{b,ave})}{A_i * v}$$

$$C_{out} = \frac{A_b * k_L * \left[\frac{(k_C * C_{b,ave}) + \left(\frac{D_{eff}}{\delta_S} * C_L \right)}{\left(k_L + \frac{D_{eff}}{\delta_S} \right)} - C_{b,ave} \right]}{A_i * v}$$

Da cui riarrangiando l'equazione è possibile scrivere:

$$C_{out} = \frac{A_b * \frac{D_{eff}}{\delta_S} * (C_L - C_{b,ave})}{A_i * \frac{v}{k_L} * \left(k_L + \frac{D_{eff}}{\delta_S} \right)}$$

Mettendo in mostra il termine contenente la velocità:

$$C_{out} = \left[\frac{A_b * \frac{D_{eff}}{\delta_S} * (C_L - C_{b,ave})}{A_i} \right] * \frac{1}{\frac{v}{k_C} * \left(k_C + \frac{D_{eff}}{\delta_S} \right)}$$

Da cui è possibile affermare che:

- Per $(k_C) \gg \left(\frac{D_{eff}}{\delta_S} \right)$, ovvero alti valori di velocità e/o alti valori di spessore dello strato solido, la concentrazione in uscita sarà proporzionale alla velocità con esponente pari a -1, $(C_{out} \propto v^{(-1)})$;

- Per $(k_C) \ll (\frac{D_{eff}}{\delta_s})$, ovvero bassi valori di velocità e/o valori minimi di spessore dello strato solido, la concentrazione in uscita sarà proporzionale alla velocità con esponente pari a -0.5, ($C_{out} \propto v^{(-\frac{1}{2})}$);

In analogia con l'equazione per il solo liquido (Thibodeaux and Scott, 1985; Capelli et al., 2009), si è in grado di scrivere:

$$C_{out} = a' * v^\alpha$$

In cui a' è una costante di proporzionalità e α è l'esponente della velocità, il quale varia da -1 a -0.5.

4.2 Modello con diffusione in film stagnante

Per descrivere la cappa in assenza di flusso di aria, quindi nel caso di emissione gassosa da superficie liquida in condizioni statiche, con flusso di aria strumentale pari a zero, in cui il sistema può essere schematizzato come in Figura 16.

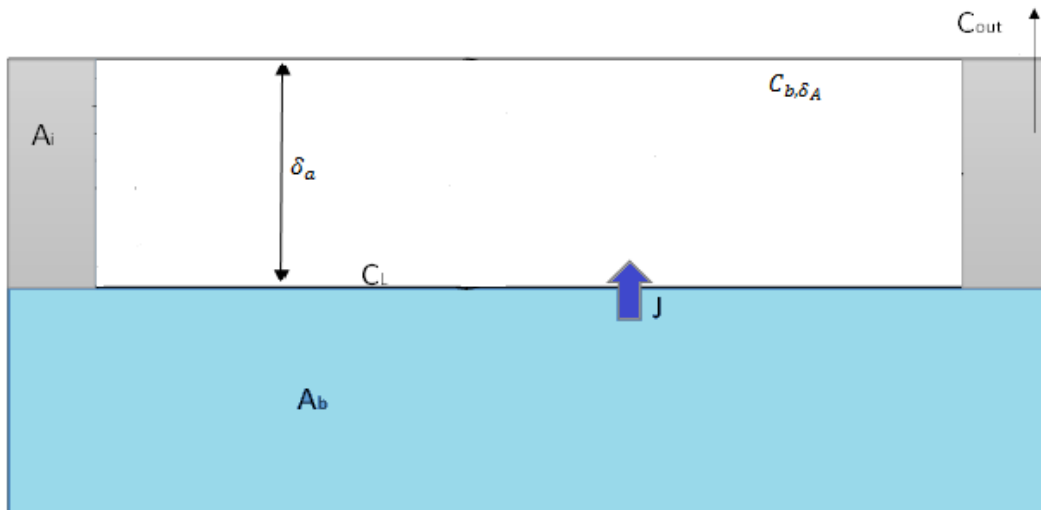


Figura 16 – Schematizzazione dell'emissione gassosa da superficie liquida

Dove, oltre ai termini introdotti per le figure 14 e 15, C_{b,δ_A} è la concentrazione di acetone di bulk presente in fase gas $[\frac{kg}{m^3}]$.

In queste condizioni è possibile quindi calcolare i valori di concentrazione in condizioni statiche, assimilando il sistema ad una diffusione attraverso un film stagnante (Mauri, 2011).

Esiste, infatti, tra il liquido odorante e il bulk, un film stagnante gassoso, composto da una miscela di acetone e aria.

È possibile ricavare un'espressione del flusso dell'odorante in aria, la quale ha forma:

$$J = \frac{D_i * C_{tot}}{\delta_a} * \ln \left(\frac{1 - \frac{C_{b,\delta_A}}{C_{tot}}}{1 - \frac{C_L}{C_{tot}}} \right)$$

Dove $C_{tot} = \frac{P}{R*T}$ e $C_L = \frac{P^0(T)}{R*T}$.

Per trovare l'andamento di C_{b,δ_A} e determinare il tempo necessario affinché la concentrazione arrivi a stazionario, occorre scrivere un bilancio materiale, per cui:

$$\frac{1}{V} \frac{dn}{dt} = J * \frac{A_b}{V}$$

Da cui è possibile arrivare a:

$$\frac{dC_{b,\delta_A}}{dt} = \frac{D_i * C_{tot}}{\delta_a} * \ln \left(\frac{1 - \frac{C_{b,\delta_A}}{C_{tot}}}{1 - \frac{C_L}{C_{tot}}} \right) * \frac{A_b}{V}$$

$$\frac{dC_{b,\delta_A}}{\ln \left(\frac{1 - \frac{C_{b,\delta_A}}{C_{tot}}}{1 - \frac{C_L}{C_{tot}}} \right)} = \frac{D_i * C_{tot}}{\delta_a} * \frac{A_b}{V} * dt$$

Si tratta di un'equazione differenziale è risolvibile numericamente mediante l'utilizzo di Matlab® e permette inoltre di determinare il tempo necessario affinché la concentrazione diventi costante nella cappa.

Si estende l'analogia anche nella condizione in cui non vi sia più solo liquido emittente, ma in cui vi sia presente uno strato di solido poroso, mantenendo le condizioni di staticità del sistema.

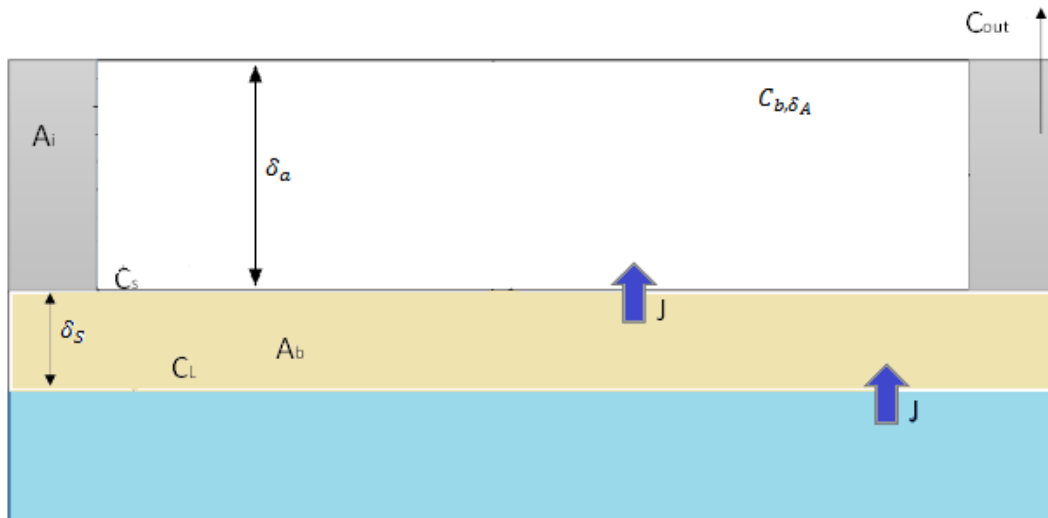


Figura 17 – Schematizzazione dell'emissione gassosa da superficie solida

Anche in questo caso è possibile utilizzare la formula per il flusso vista precedentemente, con alcuni accorgimenti.

$$J = \frac{D_{eff} * C_{tot}}{\delta} * \ln \left(\frac{1 - \frac{C_{b,\delta_A}}{C_{tot}}}{1 - \frac{C_L}{C_{tot}}} \right)$$

In cui D_{eff} rappresenta ora la diffusività efficace, la quale tiene conto dello strato di solido poroso in cui diffonde.

In questo caso non è possibile valutare l'andamento del valore all'interfaccia solido-aria (C_s) e C_{b,δ_A} come se la diffusione che li coinvolge avvenisse in serie, ma si valuta la C_{b,δ_A} abbinando l'equazione utilizzata nel caso con solo liquido con un'analogia equazione differenziale, che restituisce il valore di C_s .

Quindi:

$$\begin{cases} \frac{dC_s}{dt} = \frac{A_b}{V_s} * \frac{D_{eff} * C_{tot}}{\delta_s} * \ln \left(\frac{1 - \frac{C_{b,\delta_A}}{C_{tot}}}{1 - \frac{C_L}{C_{tot}}} \right) \\ \frac{dC_{b,\delta_A}}{dt} = \frac{A_b}{V_a} * \frac{D_i * C_{tot}}{\delta_a} * \ln \left(\frac{1 - \frac{C_{b,\delta_A}}{C_{tot}}}{1 - \frac{C_L}{C_{tot}}} \right) \end{cases}$$

In cui V_s rappresenta il volume del solido interessato e δ_s rappresenta lo spessore dello strato di solido inserito nella Wind Tunnel, mentre V_a e δ_a rappresentano le stesse grandezze riferite allo spazio occupato dall'aria e sono uguali a quelle del caso in cui si tratta solamente liquido.

Risulta quindi possibile ottenere l'andamento di C_{b,δ_A} nel tempo risolvendo numericamente il sistema, prestando attenzione agli accorgimenti dovuti al solido.

Confrontando il valore così calcolato con il risultato ottenuto nel caso del solo liquido si è in grado di comprendere quanto la capillarità sia rilevante nel fenomeno considerato.

Inoltre, conoscendo il valore di C_s ad ogni valore di tempo, è possibile ricondursi al caso più complesso in cui il flusso di aria strumentale nella cappa non sia più zero.

4.2.1 Valutazione del valore di concentrazione in uscita in cappa flussata

Si prende ora in considerazione la cappa flussata, così schematizzata:

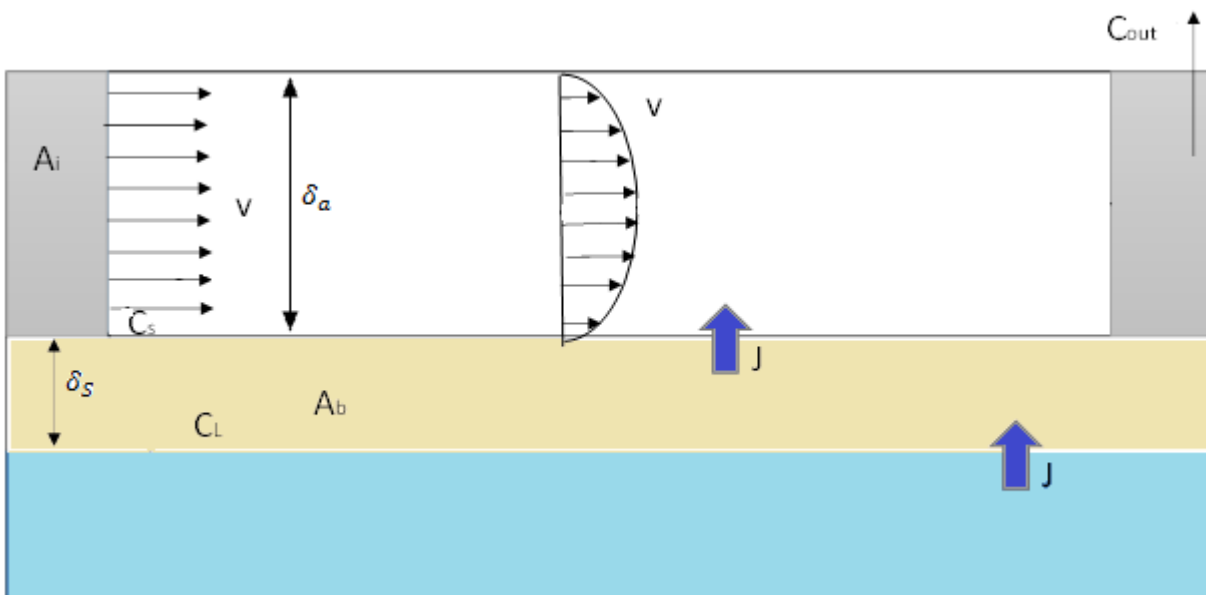


Figura 18 – Schematizzazione del sistema flussato con strato di solido

Per il calcolo della concentrazione in uscita dalla Wind Tunnel (C_{out}) occorre scrivere un bilancio materiale sulla cappa.

Per cui, è vero che:

$$F_{in}^{odorante} + F_v^{odorante} = F_{out}^{odorante}$$

In cui

$F_{in}^{odorante}$ rappresenta il flusso di odorante entrante nella camera;

$F_v^{odorante}$ rappresenta il flusso diffusivo dell'odorante vaporizzato che risale nello strato di solido;

$F_{out}^{odorante}$ rappresenta il flusso di odorante in uscita dalla Wind Tunnel.

Schematizzando ulteriormente il sistema, mettendo in mostra tutte le variabili riferite all'odorante e chiamando il flusso di aria strumentale in ingresso Q , si può scrivere:

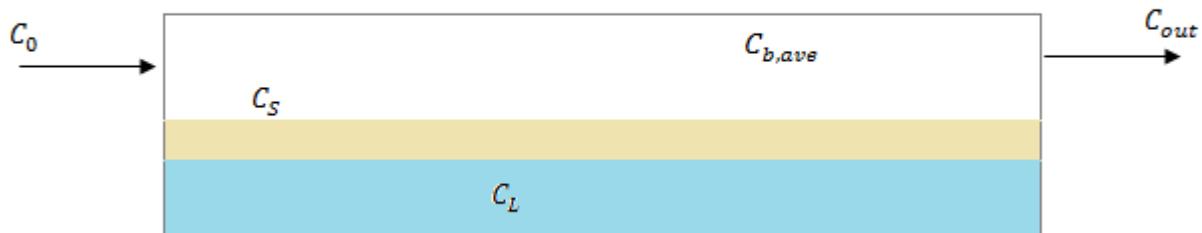


Figura 19 – Schematizzazione della Wind Tunnel in cui compaiono i termini di concentrazione

$$F_{in}^{odorante} = Q * C_0$$

$$F_{out}^{odorante} = Q * C_{out}$$

$$F_v^{odorante} = J * A_b = k_c * A_b * (C_s - C_{b,ave}) = k_c * A_b * \left(C_s - \frac{C_{out}}{2} \right)$$

In cui A_b è l'area occupata dal solido, k_c è il coefficiente di scambio materiale, $C_{b,ave}$ è la concentrazione media presente nella cappa, presa pari alla metà della concentrazione in uscita, mentre C_s è la concentrazione all'interfaccia solido-aria, di cui si conosce il valore ad ogni tempo dato con la risoluzione del sistema.

Si può quindi dire che:

$$Q * C_0 + k_c * A_b * (C_s - C_{b,ave}) = Q * C_{out}$$

Essendo $C_0 = 0$, poichè la concentrazione di odorante in ingresso è pari a zero, e considerando ancora $C_{b,ave}$ pari al 50% della concentrazione in uscita C_{out} , si può isolare il valore di C_{out} che risulta pari a:

$$C_{out} = \frac{k_c * A_b * C_s}{Q + 0,5 * k_c * A_b}$$

Anche in questo caso il valore del coefficiente di scambio materiale può essere calcolato usando le formule della singola lastra piana o della doppia lastra; i dettagli per i calcoli sono riportati nei paragrafi seguenti.

4.3 Stima del coefficiente di scambio materiale

4.3.1 Stima del coefficiente di scambio materiale in caso di singola lastra piana

Per potere calcolare la concentrazione in uscita dalla cappa occorre conoscere il valore del coefficiente di scambio materiale k_c , valutabile a partire dalla definizione di alcuni numeri adimensionali.

Il numero di Reynolds rappresenta il rapporto tra le forze inerziali e le forze viscosse presenti nel sistema considerato ed è esprimibile come:

$$Re = \frac{\rho * v * x}{\mu}$$

Dove ρ rappresenta la densità del fluido $\left[\frac{kg}{m^3}\right]$, v è la sua velocità media $\left[\frac{m}{s}\right]$, x è la dimensione caratteristica del fenomeno $[m]$, mentre μ rappresenta la viscosità dinamica $\left[Pl = \frac{kg}{m*s}\right]$.

Sapendo che ν rappresenta la viscosità cinematica $\left[\frac{m^2}{s}\right]$ ed è pari a:

$$\nu = \frac{\mu}{\rho}$$

Risulta possibile scrivere il numero di Reynolds come:

$$Re = \frac{\rho * v * x}{\mu} = \frac{v * x}{\nu}$$

Il valore di tale gruppo adimensionale è rappresentativo del regime di moto in cui si può trovare il sistema, laminare o turbolento.

Il numero di Sherwood è definito come il rapporto tra il trasferimento convettivo e diffusivo di massa, per cui:

$$Sh = \left(\frac{k_c * x}{D_i} \right)$$

Dove D_i è la diffusività molecolare e x rappresenta la dimensione caratteristica del sistema considerato e nel nostro caso può essere assunto pari alla lunghezza della Wind Tunnel.

Dalla definizione di tale numero è possibile ricavare l'espressione del coefficiente di scambio:

$$k_c = \frac{Sh * D_i}{x}$$

In condizioni di regime laminare, per singola lastra piana, è possibile affermare che:

$$Sh = 0.332 * Re^{\frac{1}{2}} * Sc^{\frac{1}{3}}$$

In cui con Sc si indica il numero di Schmidt, il quale esprime il rapporto tra diffusività cinematica e la diffusività materiale:

$$Sc = \frac{\nu}{D_i}$$

k_c può quindi essere espresso come:

$$k_c(x) = 0,332 * Sc^{\frac{1}{3}} * D_i * \left(\frac{\nu}{x} \right)^{\frac{1}{2}} * \frac{x^{\frac{1}{2}}}{x} = \beta * \frac{x^{\frac{1}{2}}}{x}$$

Dove si è sostituito con β il gruppo di valori indipendenti da x .

Se il numero di Reynolds mantiene bassi valori, $Re < 3,5 * 10^5$, allora è possibile scrivere il coefficiente di scambio materiale nel caso di regime laminare come:

$$\bar{k}_c = \frac{1}{L} * \int_0^L k_c(x) * dx$$

$$\bar{k}_c = \frac{1}{L} * \int_0^L \beta * \frac{x^{\frac{1}{2}}}{x} * dx = \frac{\beta}{L} * \left[2 * x^{\frac{1}{2}} \right]_0^L = \frac{2 * \beta}{L} * L^{\frac{1}{2}}$$

$$\bar{k}_c = 2 * \beta * L^{-\frac{1}{2}}$$

Quindi:

$$\bar{k}_c = 2 * k_c(L) = 0,664 * \frac{D_i}{L} * Re^{\frac{1}{2}} * Sc^{\frac{1}{3}} = 0,664 * \frac{D_i}{L} * \left(\frac{v * L_{WT}}{v}\right)^{\frac{1}{2}} * \left(\frac{v}{D_i}\right)^{\frac{1}{3}}$$

Nel caso di moto turbolento, invece, in cui la lunghezza caratteristica del fenomeno (L) risulta essere maggiore della lunghezza critica ($x_{critica}$), per cui si hanno valori del numero di Reynolds $Re > 3,5 * 10^5$, il coefficiente di scambio materiale è esprimibile come:

$$\bar{k}_c = \frac{1}{L} * \left[\int_0^{x_{critica}} \frac{D_i}{x} * Sh_{laminare} * dx + \int_{x_{critica}}^L \frac{D_i}{x} * Sh_{turbolento} * dx \right]$$

In cui:

$$Sh_{laminare} = 0,332 * Re^{\frac{1}{2}} * Sc^{\frac{1}{3}}$$

$$Sh_{turbolento} = 0,0296 * Re^{0,8} * Sc^{\frac{1}{3}}$$

Nella situazione di laboratorio, in cui la lunghezza caratteristica è di gran lunga inferiore alla $x_{critica}$, il coefficiente di scambio materiale è ben stimato dal caso di regime laminare ($\bar{k}_c = 0,664 * \frac{D_i}{L} * Re^{\frac{1}{2}} * Sc^{\frac{1}{3}}$), mentre nel caso di campo aperto è necessario includere l'apporto dello $Sh_{turbolento}$.

4.3.2 Stima del coefficiente di scambio materiale in caso di doppia lastra piana

Per stimare il coefficiente di scambio materiale nel caso di doppia lastra piana si può ricorrere all'analogia tra lo scambio di materia e di calore per flussi compresi tra lastre piane (Bird, Stewart, Lightfoot, 2002; Incropera, DeWitt, Bergman, Lavine, 2007; Shah e London, 1978). Sebbene gli autori si riferiscano al caso di scambio di calore, i risultati possono essere estesi allo scambio di materia con l'analogia di Colburn, tenendo conto del fatto che delle due lastre piane presenti, soltanto una è realmente emissiva.

Risulta di nuovo necessario ricondursi ad alcuni gruppi adimensionali.

Il numero di Sherwood rappresenta il rapporto tra il trasferimento convettivo e diffusivo di massa ed è esprimibile come:

$$Sh = \frac{k_c * D_{eq}}{D_i}$$

In cui D_{eq} , il diametro equivalente, rappresenta la dimensione caratteristica del sistema considerato e nel nostro caso può essere assunto pari al doppio dello spessore ($2 * \delta_a$), ovvero dello spazio libero tra l'interfaccia solido-aria e la parte inferiore del coperchio della cappa.

È inoltre possibile sfruttare l'analogia di Colburn per esprimere il numero di Sherwood come:

$$Sh = Nu * \left(\frac{Sc}{Pr}\right)^{\frac{1}{3}}$$

Ricordando che Sc è il numero di Schmidt, si ha che:

$$Sc = \frac{\nu}{D_i}$$

Per Pr si intende il numero di Prandtl, il corrispettivo termico del numero di Schmidt, rappresentato dal rapporto tra la viscosità cinematica e la diffusività termica:

$$Pr = \frac{\nu}{\alpha}$$

In cui α rappresenta la diffusività termica e ν la viscosità cinematica.

Per quanto riguarda il numero di Nusselt, invece, occorre utilizzare un'equazione specifica per flussi laminari con temperatura di parete costante, il cui flusso è contenuto tra due pareti entrambe emmissive (Bird, 2002).

Essa è esprimibile come:

$$Nu = 4,425 * \left(\frac{\nu * B^2}{\alpha * L_{WT}}\right)^{\frac{1}{3}}$$

Dove B rappresenta l'emispessore, ovvero la metà dello spazio in cui il flusso scorre ($B = 0,5 * \delta_a$), α è definita come la diffusività termica e L_{WT} è la lunghezza delle lastre, ovvero la lunghezza della Wind Tunnel.

Risulta quindi possibile definire k_c , come:

$$k_c = \frac{Sh * D_i}{D_{eq}} = \frac{Nu * \left(\frac{Sc}{Pr}\right)^{\frac{1}{3}} * D_i}{D_{eq}} = \frac{4,425 * \left(\frac{v * B^2}{\alpha * L}\right)^{\frac{1}{3}} * D_i}{D_{eq}}$$

Ed è evidente che esso sia proporzionale alla velocità elevata alla un terzo ($k_c \propto v^{\frac{1}{3}}$).

5. Metodi di sperimentazione

Nella cappa sono state condotte diverse prove.

Inizialmente si è valutato il contributo del solo liquido, caricando la Wind Tunnel con 1 L di acetone e facendo fluire aria sopra il pelo libero a tre diverse velocità, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$. Queste sono garantite da tre valori di flusso di aria strumentale, ovvero $0.65 \frac{m^3}{h}$, $1.25 \frac{m^3}{h}$ e $2.40 \frac{m^3}{h}$.

È stata poi valutata la diffusione attraverso il solido poroso riempiendo la camera con 2.7 L di sferette di vetro, bagnate da 1 L di soluzione al 99,5% di acetone. Queste sono una rappresentazione del solido reale inquinato ed emittente, il quale solitamente viene ricoperto da altro solido. Il volume occupato da questo strato umido è tale da costituire uno spessore di 3 cm all'interno della cappa.

Per simulare l'emissione di odore da una superficie solida, lo strato umido realizzato precedentemente, viene ricoperto da volumi diversi di solido inerte completamente asciutto. Tali volumi sono necessari a formare quattro spessori differenti di solido asciutto, 1 cm, 2 cm, 5 cm e 8 cm.

I diversi spessori sono stati sottoposti al flussaggio di aria alle tre differenti velocità.

Le prove sperimentali sono state le seguenti:

- Solo liquido (1L), tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;
- Solido asciutto (1 cm), al di sopra di 3 cm di solido bagnato da 1L di acetone, tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;
- Solido asciutto (2 cm), al di sopra di 3 cm di solido bagnato da 1L di acetone, tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;
- Solido asciutto (5 cm), al di sopra di 3 cm di solido bagnato da 1L di acetone, tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;
- Solido asciutto (8 cm), al di sopra di 3 cm di solido bagnato da 1L di acetone, tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;

Prima di ogni flussaggio è stata condotta una misura “statica”, ovvero con flusso d’aria pari a zero, per essere certi di lavorare ogni volta nelle stesse condizioni iniziali, quelle di equilibrio.

Il tempo necessario perchè si arrivi a stazionario è determinato risolvendo le equazioni del film stagnante attraverso metodi numerici, con l’utilizzo di un codice Matlab®.

Tutte le misurazioni sono state ripetute almeno due volte e i numeri che seguiranno sono frutto della loro media.

5.1 Procedura sperimentale per la valutazione dell’emissione da superficie liquida

Con le seguenti prove sperimentali si vuole valutare la relazione che lega l’emissione di acetone da superficie solida con la variazione della velocità di aria flussata.

Si carica la Wind Tunnel con 1L di soluzione di acetone al 99,5% w/w, si richiude la cappa con il coperchio, assicurandosi di posizionare la parte inferiore della griglia, posta al di sotto del foro di ingresso, a livello del pelo libero del liquido. Si assicura poi la chiusura del sistema con del nastro isolante.

Si attendono trenta minuti, tempo calcolato attraverso il codice di Matlab® necessario per creare una condizione stabile di equilibrio liquido-vapore.

Dopo aver valutato il valore “statico” si va a misurare la concentrazione di odorante in uscita alle diverse situazioni di flusso. Per fare ciò si collega l’aria strumentale al sistema per tre minuti, tempo necessario per garantire un numero sufficiente di ricambi di aria nella cappa.

Per non generare sovrappressioni all’interno della camera, viene rimosso il nastro adesivo che isola la parte intorno al foro di uscita.

La seguente tabella mostra i valori di concentrazione misurata in uscita, al variare del valore di flusso di aria, quindi della sua velocità. Ad ogni valore di flusso è associata la rispettiva velocità dell’aria e la concentrazione di acetone in uscita dalla Wind Tunnel espressa in ppm.

Flusso [m3/h]	Velocità [m/s]	Cout [ppm]
0,65	0,024074074	53344,40
1,25	0,046296296	34153,24
2,4	0,088888889	24157,19

Tabella 6 – Dati sperimentali ottenuti con acetone liquido

Dove con Cout si intende il valore di concentrazione misurato in uscita dalla Wind Tunnel. Riportando tali valori su un grafico, è possibile valutare l'andamento della concentrazione in uscita dalla cappa al variare della velocità dell'aria flussata.

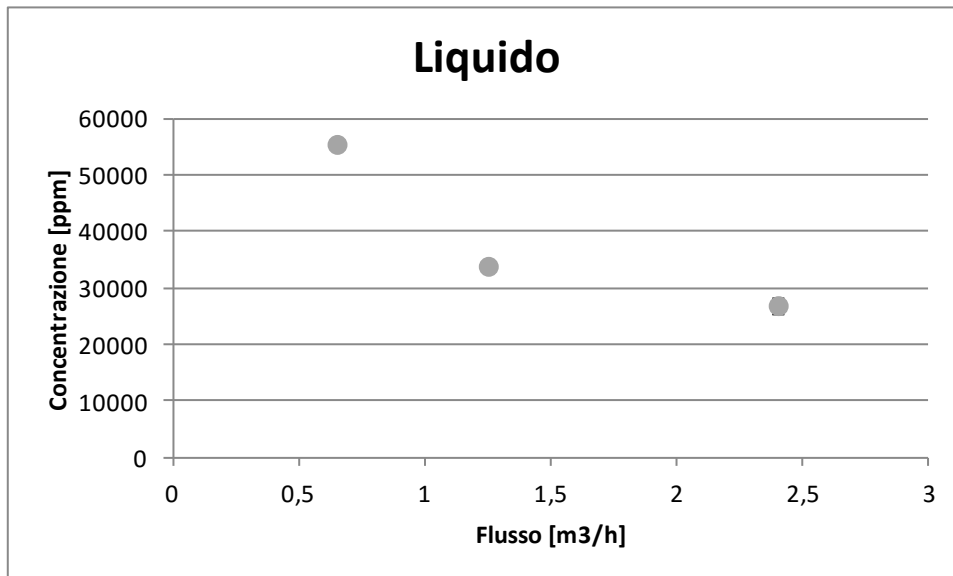


Figura 20 – Andamento dei valori di concentrazione misurata con solo liquido con il flusso

Nel grafico sono riportate le barre di errore effettuato in fase sperimentale.

5.2 Procedura sperimentale per la valutazione dell'emissione da superficie solida

La Wind Tunnel viene ora riempita di sferette di vetro per un volume tale da costituire uno spessore in camera pari a 3 cm, sul quale viene versato un litro di acetone, in modo che risulti un solido bagnato.

Vengono valutate quindi le diverse situazioni prima elencate, aggiungendo volumi differenti di microsfere asciutte al di sopra dello strato umido.

Il sistema è poi richiuso da un coperchio, la cui parte inferiore appoggia sul letto di solido, assicurato da nastro isolante.

5.2.1 Spessore di solido asciutto pari a 1 cm

Come con la sola fase liquida, si calcola attraverso un codice Matlab® il tempo necessario affinché si arrivi alle condizioni di equilibrio. L'andamento della concentrazione al variare del tempo è riportato nel grafico sottostante, da cui è possibile trovare che il valore si stabilizza per tempi di circa 1320 secondi.

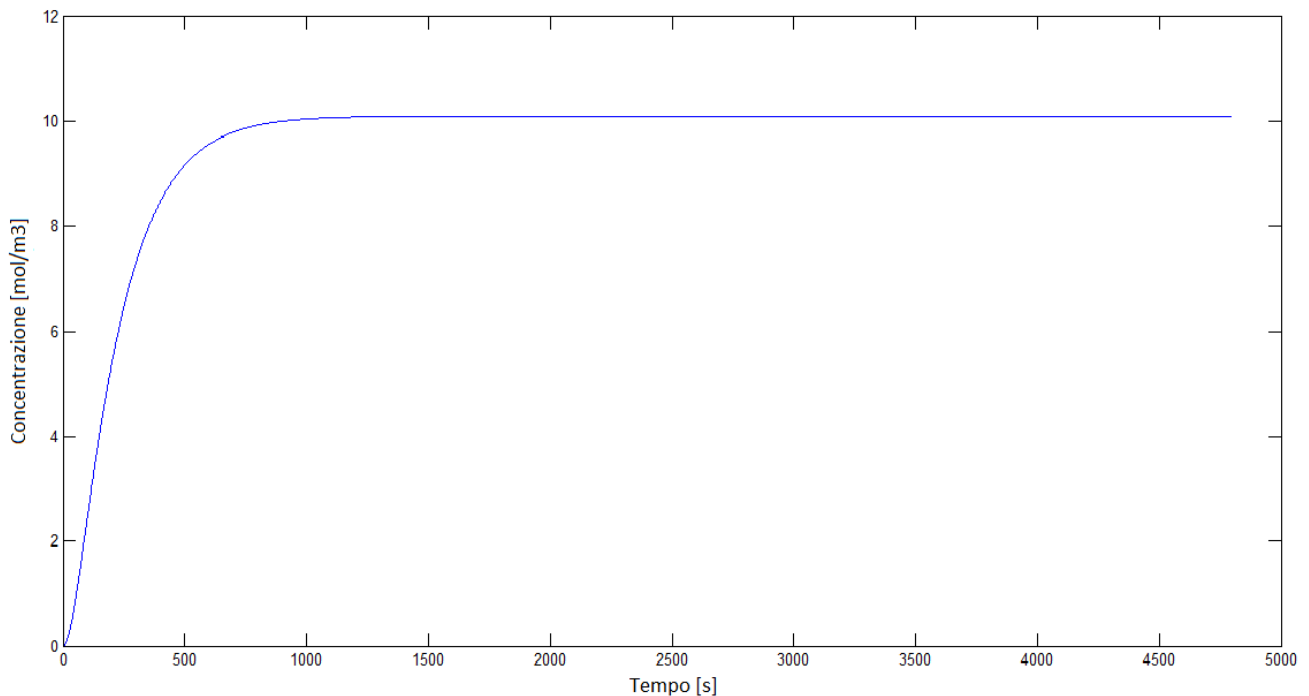


Figura 21 – Andamento della concentrazione all'interfaccia in funzione del tempo nel caso di 1 cm di solido asciutto sopra il solido bagnato

Si attendono quindi 22 minuti e si effettua una misurazione di controllo in assenza di flusso.

Viene poi misurata la concentrazione di uscita dalla camera, dopo tre minuti di flusso di aria alle diverse velocità.

I dati che seguono sono frutto di una media tra i valori misurati:

Flusso [m ³ /h]	Velocità [m/s]	Cout [ppm]
0,65	0,024074074	79206,38
1,25	0,046296296	59531,55
2,40	0,088888889	34044,47

Tabella 7 – Dati sperimentali ottenuti con 1 cm di solido asciutto caricato sopra il solido bagnato

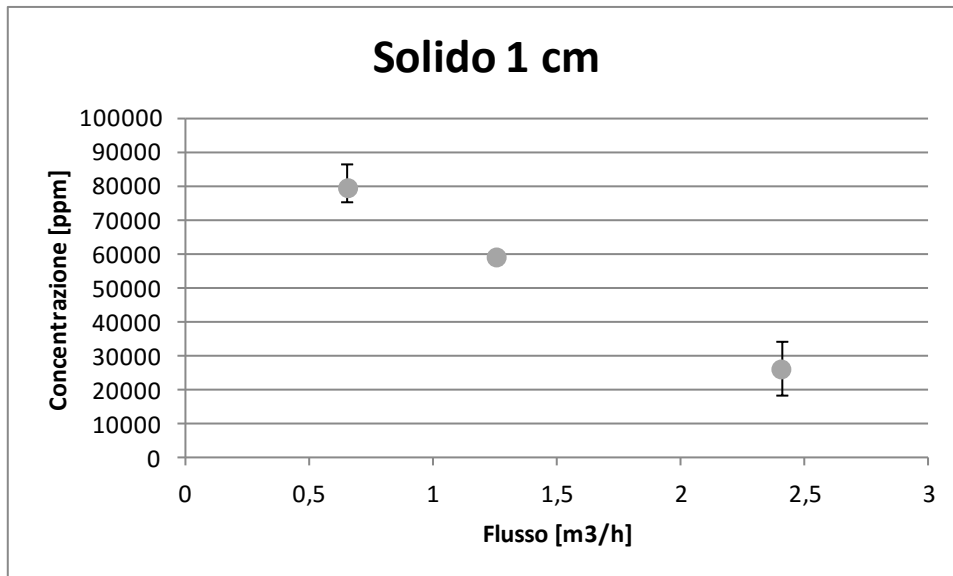


Figura 22 – Andamento dei valori di concentrazione misurata in uscita dalla cappa quando 1 cm di solido asciutto sia caricato sopra il solido bagnato

Nel grafico sono riportate le barre di errore effettuato in fase sperimentale.

5.2.2 Spessore di solido asciutto pari a 2 cm

Viene considerata la situazione in cui il solido asciutto al di sopra delle sfere di vetro bagnate dalla soluzione di acetone sia pari a due centimetri.

In questo caso il tempo necessario per arrivare in una situazione di equilibrio è pari a 1800 secondi, come mostrato nel grafico seguente.

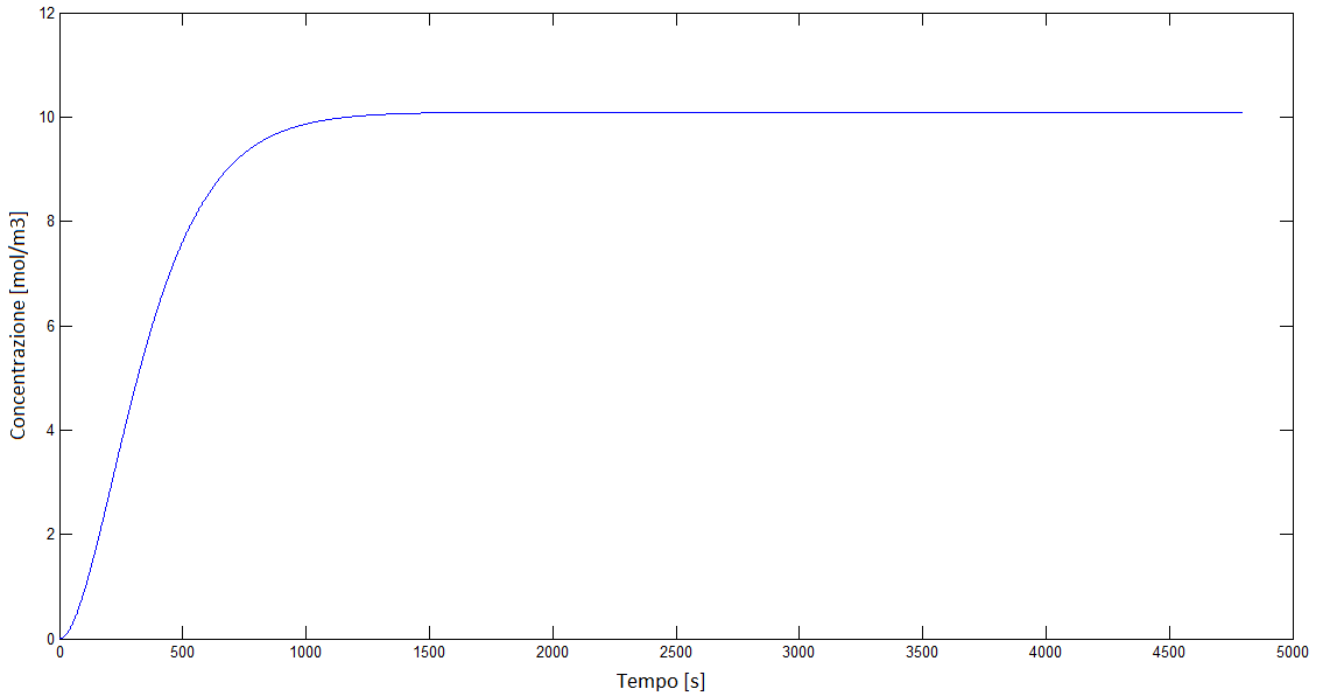


Figura 23 – Andamento della concentrazione all’interfaccia in funzione del tempo, nel caso di 2 cm di solido asciutto sopra il solido bagnato

Facendo fluire aria strumentale a diverse velocità i dati ottenuti sono riportati in tabella.

Flusso [m³/h]	Velocità [m/s]	Cout [ppm]
0,65	0,024074074	61651,37
1,25	0,046296296	46450,37
2,40	0,088888889	25041,59

Tabella 8 – Dati sperimentali ottenuti con 2 cm di solido asciutto caricati sopra il solido bagnato

Viene riportato l’andamento dei valori di concentrazione rispetto al flusso con le barre di errore effettuato in fase sperimentale.

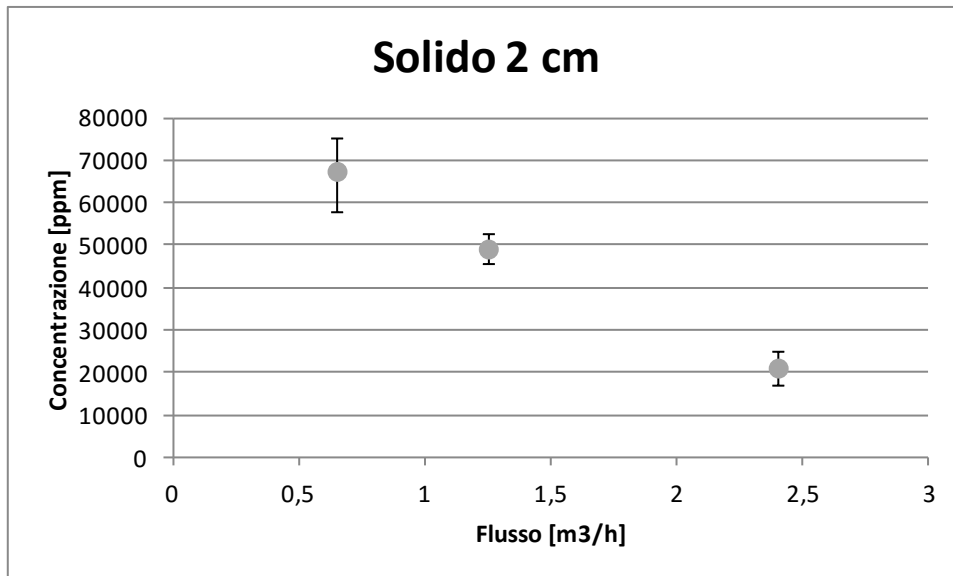


Figura 24 – Andamento dei valori di concentrazione misurata in uscita dalla cappa quando 2 cm di solido asciutto siano caricati sopra il solido bagnato

5.2.3 Spessore di solido asciutto pari a 5 cm

Si valuta l'andamento della concentrazione in uscita dalla Wind Tunnel nel caso in cui al di sopra del solido bagnato, lo strato asciutto abbia spessore pari a cinque centimetri. Attraverso il codice Matlab® si ricava che il tempo necessario per giungere a stazionario è pari a 110 minuti, come mostrato nel grafico seguente.

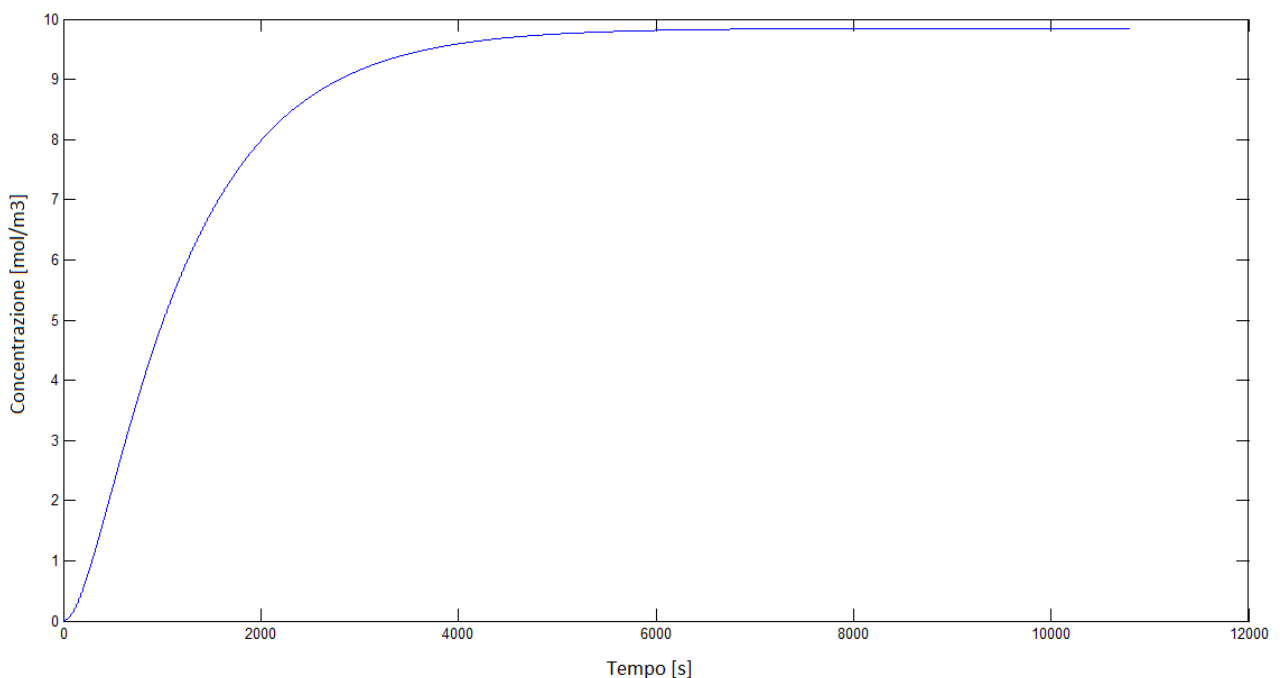


Figura 25 – Andamento della concentrazione all'interfaccia in funzione del tempo, nel caso di 5 cm di solido asciutto sopra il solido bagnato

Sperimentalmente si rileva che il valore di concentrazione a flusso di aria pari a zero arriva ad essere stabile già a 60 minuti, tempo a cui vengono quindi effettuate le misure.

I valori di concentrazione di odorante in uscita al variare della portata di aria insufflata sono sotto riportati:

Flusso [m3/h]	Velocità [m/s]	Cout [ppm]
0,65	0,024074074	30033,69
1,25	0,046296296	14842,06
2,40	0,088888889	4546,27

Tabella 9 – Dati sperimentali ottenuti con 5 cm di solido asciutto caricati sopra il solido bagnato

Si riportano i valori ottenuti su un grafico, in cui sono presenti le barre di errore effettuato in fase sperimentale.

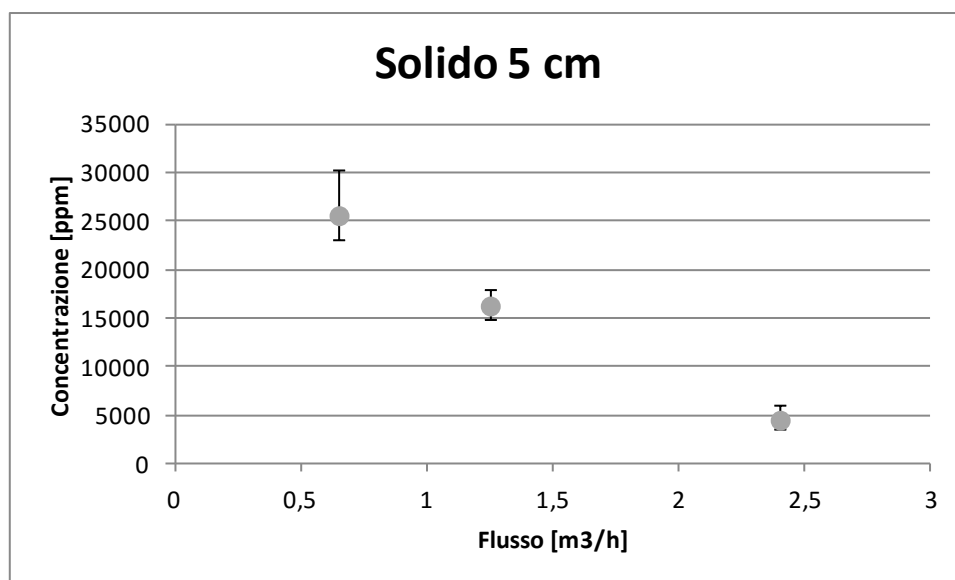


Figura 26 – Andamento dei valori di concentrazione misurata in uscita dalla cappa quando 5 cm di solido asciutto siano caricati sopra il solido bagnato

5.2.4 Spessore di solido asciutto pari a 8 cm

L'ultima situazione prevede uno spessore di solido asciutto pari a otto centimetri.

Attraverso la risoluzione del codice Matlab® è possibile affermare che il tempo a cui si giunge ad equilibrio è pari a 240 minuti.

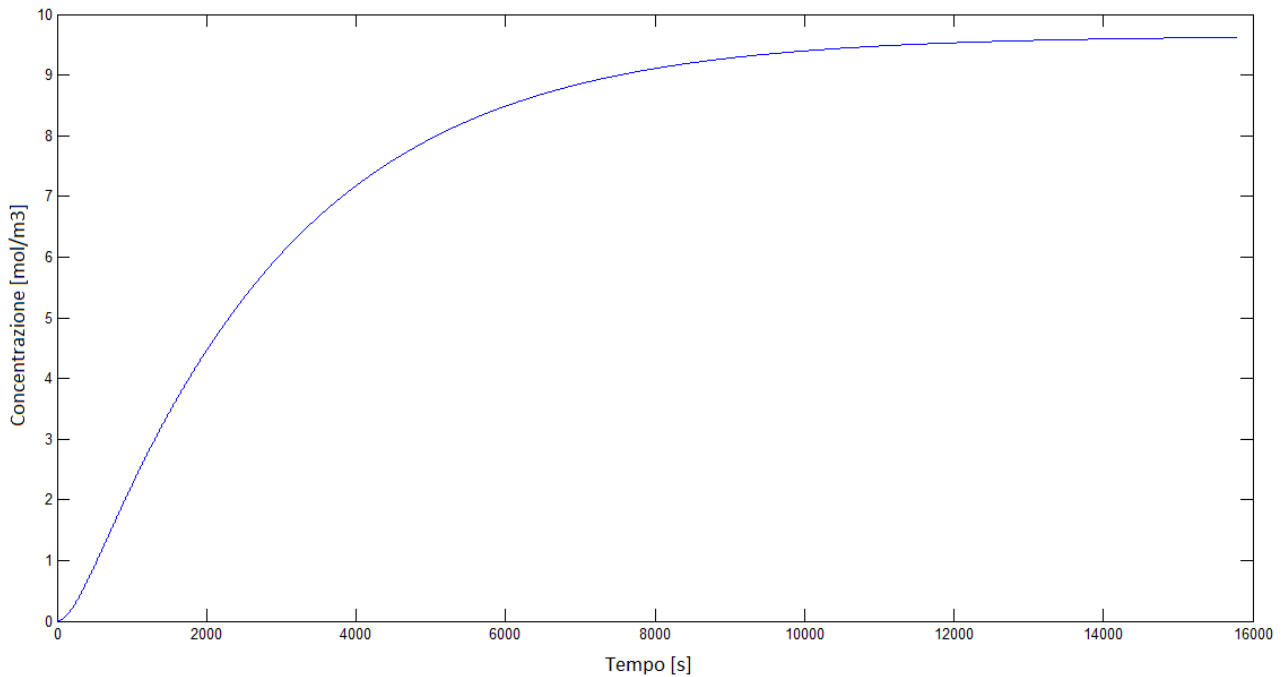


Figura 27 – Andamento della concentrazione all’interfaccia in funzione del tempo, nel caso di 8 cm di solido asciutto sopra il solido bagnato

Anche in questo caso si rileva sperimentalmente che il valore raggiunto dopo il tempo previsto non è significativamente diverso da quello ottenuto dopo 60 minuti, quindi si decide di operare la misura di controllo del valore “statico” dopo un’ora.

Vengono poi valutate le concentrazioni in uscita dalla cappa nelle diverse condizioni di flussaggio.

Flusso [m3/h]	Velocità [m/s]	Cout [ppm]
0,65	0,024074074	17392,48
1,25	0,046296296	9736,7
2,40	0,088888889	3325,35

Tabella 10 – Dati sperimentali ottenuti con 8 cm di solido asciutto caricato sopra il solido bagnato

Il grafico ottenuto ponendo le concentrazioni misurate sull’asse delle ordinate e i valori di flusso sull’asse delle ascisse è il seguente:

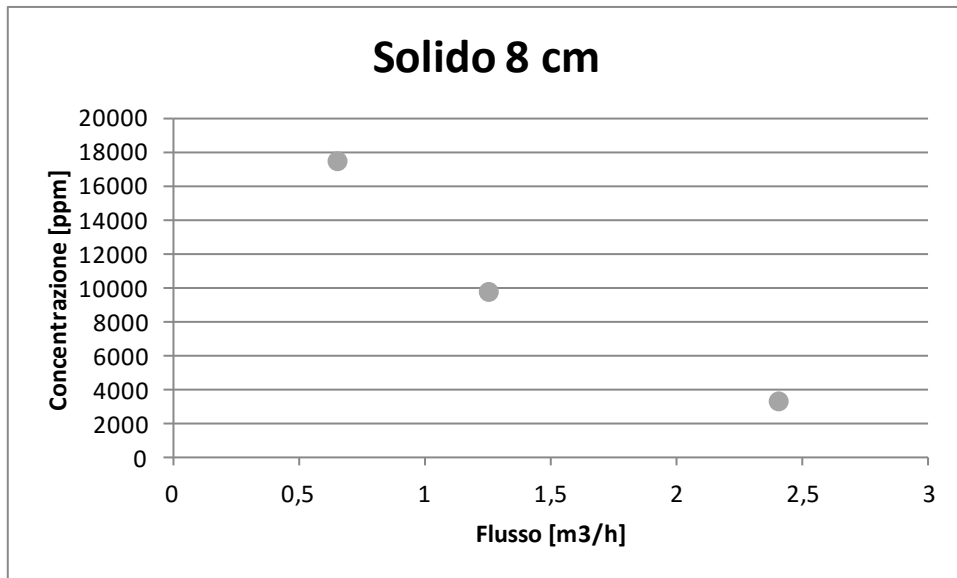


Figura 28 – Andamento dei valori di concentrazione misurata in uscita dalla cappa quando 8 cm di solido asciutto siano caricati sopra il solido bagnato

5.3 Confronto dei dati sperimentali con il modello

I dati sperimentali sono stati confrontati con quelli calcolati utilizzando il modello con diffusione in film stagnante. Per il calcolo del coefficiente di scambio materiale sono stati utilizzati quelli previsti nei due casi, singola lastra piana emittente in regime laminare e doppia lastra piana emittente in regime laminare.

Le condizioni del sistema sono le stesse considerate nel caso sperimentale, quindi:

- Solo liquido (1L), tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;
- Solido asciutto (1 cm), al di sopra di 3 cm di solido bagnato da 1L di acetone, tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;
- Solido asciutto (2 cm), al di sopra di 3 cm di solido bagnato da 1L di acetone, tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;
- Solido asciutto (5 cm), al di sopra di 3 cm di solido bagnato da 1L di acetone, tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;
- Solido asciutto (8 cm), al di sopra di 3 cm di solido bagnato da 1L di acetone, tre differenti velocità di aria, $0.02407 \frac{m}{s}$, $0.04630 \frac{m}{s}$ e $0.08889 \frac{m}{s}$;

Le tre differenti velocità sono garantite da tre valori di flusso di aria strumentale, ovvero $0,65 \frac{m^3}{h}$, $1,25 \frac{m^3}{h}$ e $2,40 \frac{m^3}{h}$.

Nel calcolo della concentrazione mediante modello è necessaria la trasformazione del valore di concentrazione da ppm a $\frac{kg}{m^3}$. Tale operazione è possibile dopo aver calcolato il volume molare, il quale è espresso come:

$$V_{molare} = \frac{R * T_{ambiente}}{P_{ambiente}}$$

In cui R è la costante universale dei gas, pari a $8,314 \frac{J}{mol * K}$, mentre $T_{ambiente}$ e $P_{ambiente}$ sono la temperatura e la pressione alle condizioni operative.

A questo punto è possibile esprimere il valore di concentrazione in $\frac{kg}{m^3}$, a partire dal valore espresso in ppm:

$$\text{Valore} \frac{kg}{m^3} = \frac{\text{Valore ppm} * PM}{V_{molare}} * 10^{-6}$$

In cui *Valore ppm* è il valore di concentrazione ottenuto dal gas cromatografo espresso in ppm, *PM* è il peso molecolare in $\frac{g}{mol}$ e *V_{molare}* è il volume molare prima definito.

Il valore di concentrazione all'interfaccia (*C_s*) necessario per il modello è stato valutato alle diverse temperature assunte dall'acetone liquido. Il suo valore è riferito al tempo a cui si è iniziato a flussare, 22 minuti per un centimetro di solido asciutto, 30 minuti per due centimetri e 60 minuti sia per i cinque che per gli otto centimetri di solido.

Si considera dapprima il caso di solo liquido presente in cappa, sottoposto ai tre diversi flussi di aria strumentale:

Flusso [m3/h]	Velocità [m/s]	C sperimentale [ppm]	C singola lastra [ppm]	C doppia lastra [ppm]
0,65	0,002407407	55462,32369	38124,37313	54383,70118
1,25	0,00462963	33903,77459	28159,31162	36741,09387
2,4	0,008888889	26946,53274	20683,58584	24491,39738

Tabella 11 – Dati sperimentali confrontati con i dati ottenuti dal modello nel caso di solo liquido

In cui *C singola lastra* esprime il valore di concentrazione stimato dal modello utilizzando il coefficiente di scambio materiale calcolato con le ipotesi di singola lastra emittente, mentre con *C doppia lastra* il valore del coefficiente di scambio è calcolato con le equazioni che caratterizzano due lastre emittenti.

I risultati ottenuti sono riportati nel grafico seguente:

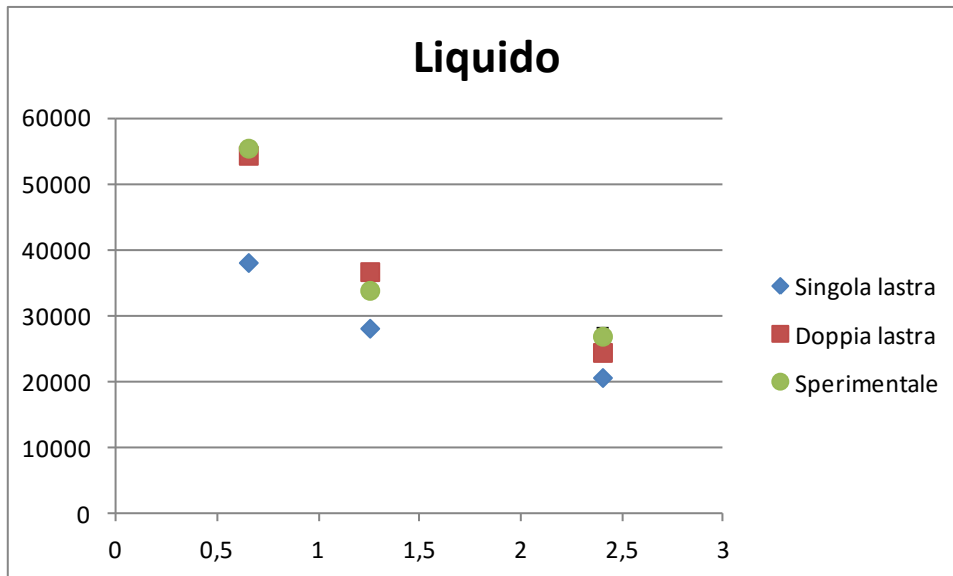


Figura 29 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i modelli per il caso di solo liquido

Com'è possibile osservare, vi è buona corrispondenza tra i risultati sperimentali ottenuti e quelli calcolati mediante i modelli.

Passando all'emissione da superficie solida è stata valutata la concentrazione in uscita variando lo spessore del solido asciutto presente al di sopra dello strato umido.

I risultati ottenuti per i diversi spessori sono i seguenti:

Spessore [cm]	Flusso [m3/h]	Velocità [m/s]	C sperimentale [ppm]	C singola lastra [ppm]	C doppia lastra [ppm]
1 cm	0,65	0,002407407	79532,63143	41710,23184	59498,86119
	1,25	0,00462963	59116,26842	30807,88796	40196,84569
	2,4	0,008888889	26114,97544	22629,01892	26794,98124

Spessore [cm]	Flusso [m3/h]	Velocità [m/s]	C sperimentale [ppm]	C singola lastra [ppm]	C doppia lastra [ppm]
2 cm	0,65	0,002407407	67468,21879	41710,23184	59498,86119
	1,25	0,00462963	49163,93495	31926,93933	41656,93718
	2,4	0,008888889	21092,19764	23450,98485	27768,26965

Spessore [cm]	Flusso [m3/h]	Velocità [m/s]	C sperimentale [ppm]	C singola lastra [ppm]	C doppia lastra [ppm]
5 cm	0,65	0,002407407	25576,89287	38778,32898	55316,5569
	1,25	0,00462963	16259,92293	30967,5832	40405,20937
	2,4	0,008888889	4476,099058	22746,31831	26933,87525

Spessore [cm]	Flusso [m3/h]	Velocità [m/s]	C sperimentale [ppm]	C singola lastra [ppm]	C doppia lastra [ppm]
8 cm	0,65	0,002407407	17496,93838	28751,20364	41013,05121
	1,25	0,00462963	9792,2615	21868,43565	28533,02162
	2,4	0,008888889	3339,950607	16062,80978	19019,94463

Tabella 12 – Dati sperimentali confrontati con i dati ottenuti dal modello per i diversi spessori di solido asciutto

È possibile poi riportare i valori calcolati e misurati sullo stesso grafico, in modo da osservare l'andamento reale e quello previsto dai modelli.

Tale operazione è stata ripetuta ai diversi spessori di solido asciutto depositato sullo strato umido.

Per il caso di un solo centimetro di solido asciutto depositato si ottiene:

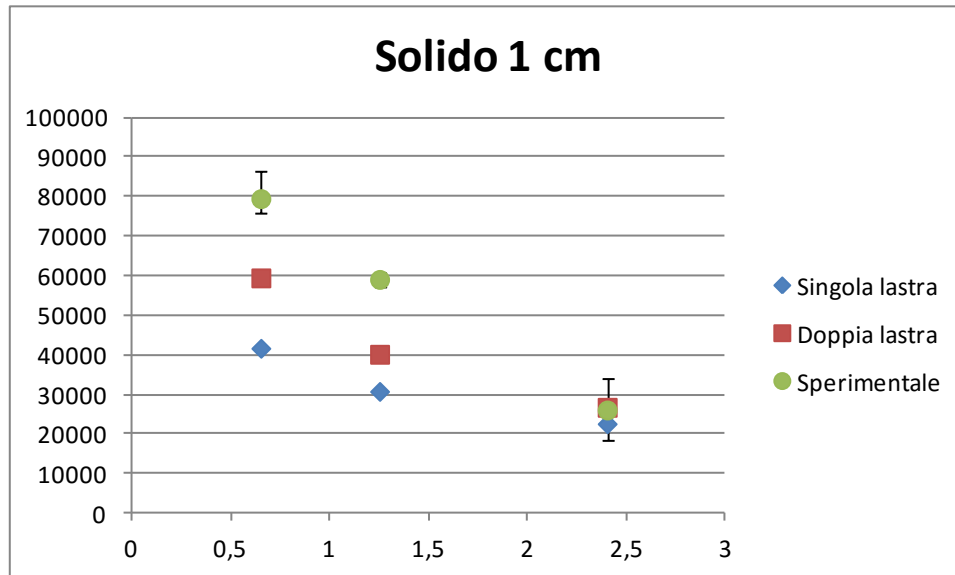


Figura 30 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i due modelli con spessore di solido asciutto di 1 cm depositato su uno strato umido

In cui per i valori sperimentali è riportata la barra degli errori effettuati in fase di misura.

Aggiungendo un centimetro di solido asciutto al di sopra dei tre centimetri che costituiscono lo strato umido presente sul fondo della camera, si ottiene:

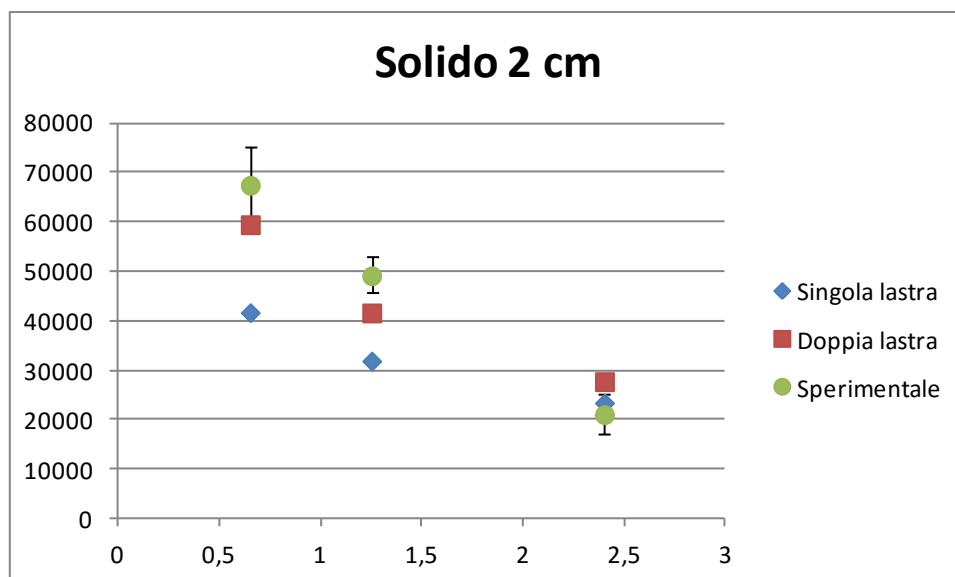


Figura 31 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i due modelli con spessore di solido asciutto di 2 cm depositato su uno strato umido

In cui è stata rappresentata la barra degli errori effettuati in fase di misura sui valori sperimentali.

Nel caso di cinque centimetri di spessore di asciutto depositato su strato umido sottoposto alla ventilazione di aria a diverse velocità i valori, comprensivi di barra degli errori per la misura sperimentale, sono i seguenti:

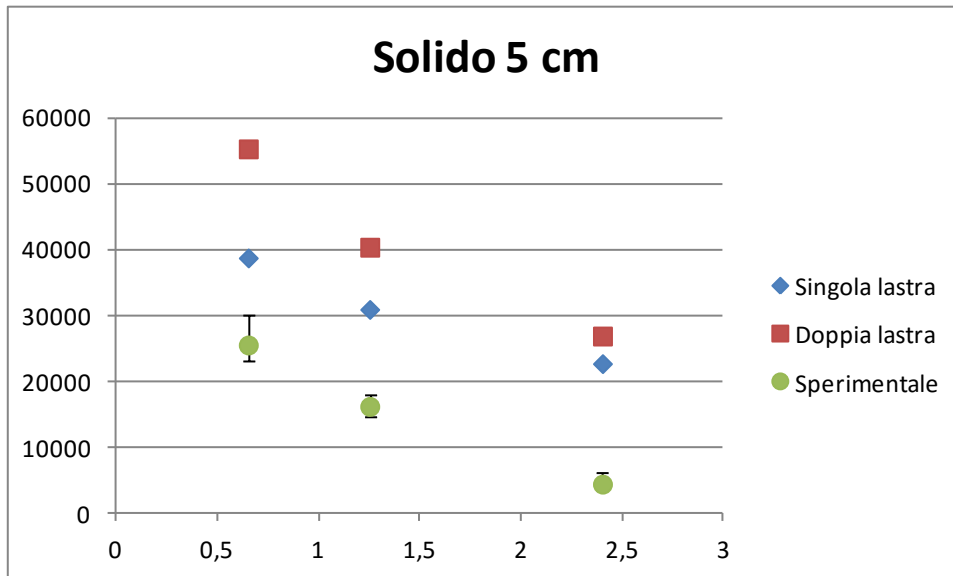


Figura 32 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i due modelli con spessore di solido asciutto di 5 cm depositato su uno strato umido

Infine lo strato di solido asciutto è stato portato allo spessore massimo considerato, pari a otto centimetri, di cui segue il confronto tra dati sperimentali e valori calcolati con i due modelli:

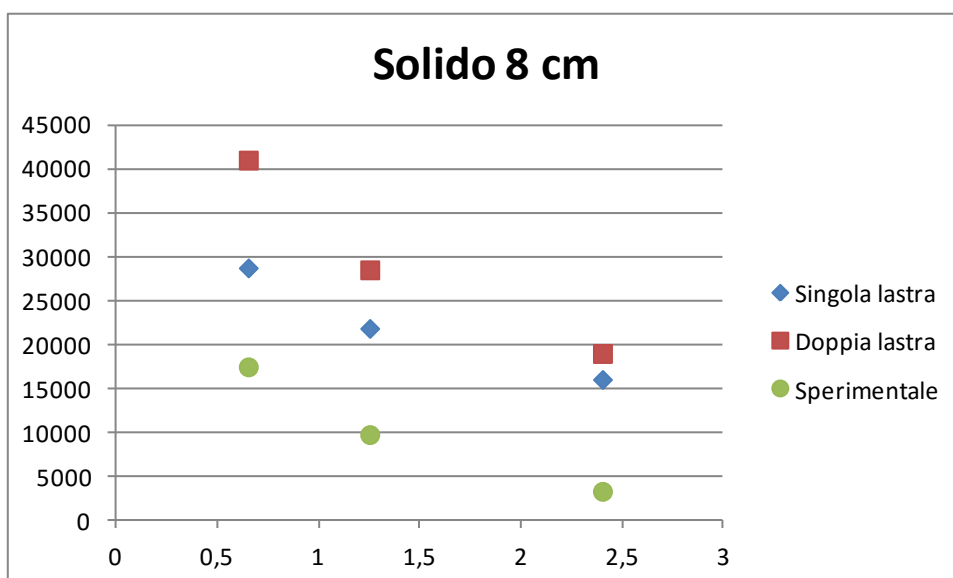


Figura 33 – Confronto tra i dati misurati e stimati con i due modelli con spessore di solido asciutto di 8 cm depositato su uno strato umido

Come è possibile osservare dai grafici, l'andamento dei dati sperimentali è simile a quello dei valori stimati mediante i due modelli matematici, anche se è possibile notare alcune discrepanze.

Per quanto riguarda i primi due spessori, un centimetro e due centimetri di solido, è possibile che la differenza tra i valori teorici e quelli misurati sia spiegabile con la teoria della capillarità (Mauri, 2011), poichè nel caso studiato vi può essere una risalita capillare, fino ad un massimo di cinque centimetri, che fa variare lo spessore di strato effettivamente secco attraverso cui l'acetone diffonde.

Discrepanze sono inoltre osservabili per alti valori di flusso.

Questo potrebbe essere legato alla precisione dello strumento di misura, in quanto nell'integrazione automatica operata dal gas cromatografo sui picchi misurati, avendo a che fare con basse concentrazioni (bassi picchi), potrebbe aver trascurato alcune parti di essi, sottostimando il valore sperimentale effettivo di concentrazione in uscita.

Osservando l'andamento dei due modelli rispetto ai dati sperimentali, è possibile fare alcune considerazioni teoriche che portano alla scelta del modello più rappresentativo della situazione reale.

Nel caso studiato si hanno valori del numero di Prandtl superiori a 0.6 e valori di Schmidt superiori a 0.6, per cui lo strato limite materiale è compreso nello strato limite fluidodinamico. Esso, quando risulta essere pienamente sviluppato, arriva alla metà dell'altezza disponibile, pari alla metà dell'altezza della grata (2,5 cm). Gli strati limiti non risentono quindi della lastra piana superiore non emissiva, perciò considerare il sistema come unica lastra piana risulta essere una migliore approssimazione del sistema reale.

5.4 Correzioni applicabili al modello

Per meglio rappresentare i valori sperimentali con il modello è stato possibile variare il valore numerico presente all'interno dell'equazione per il calcolo del coefficiente di scambio materiale, sia nel caso di singola lastra che di doppia lastra emittente.

Per cui nel caso di singola lastra piana emittente:

$$k_c = 0.664 * \frac{D_i}{L} * \left(\frac{v * L_{WT}}{v} \right)^{\frac{1}{2}} * \left(\frac{v}{D_i} \right)^{\frac{1}{3}}$$

Il coefficiente numerico (0.664) è stato variato in modo da trovare una corrispondenza tra il valore stimato dal modello e il valore sperimentale che fosse compresa nell'intervallo 85-110%.

Il coefficiente che garantisce tale corrispondenza è pari a 0.3325105 ed è il risultato di una media tra i coefficienti dei due spessori maggiormente rappresentativi, ovvero quelli non coinvolti da fenomeni di capillarità significativi (5 e 8 cm).

5 cm	Flusso	C sperimentale	C singola lastra	C singola lastra con coefficiente
	0,65	25576,89	38778,33	19418,98
	1,25	16259,92	30967,58	15507,60
	2,4	4476,10	22746,32	11390,65

8 cm	Flusso	C sperimentale	C singola lastra	C singola lastra con coefficiente
	0,65	17496,93838	28751,20364	14397,70647
	1,25	9792,2615	21868,43565	10951,03083
	2,4	3339,950607	16062,80978	8043,754385

Tabella 13 – Confronto tra i dati sperimentali e quelli stimati dal modello di singola lastra piana emittente con e senza coefficiente correttivo per spessori di solido asciutto pari a 5 e 8 cm

I dati ottenuti con il nuovo coefficiente sono confrontati con i valori ottenuti dal modello senza correzioni e con i valori sperimentali nei seguenti grafici per i due spessori considerati:

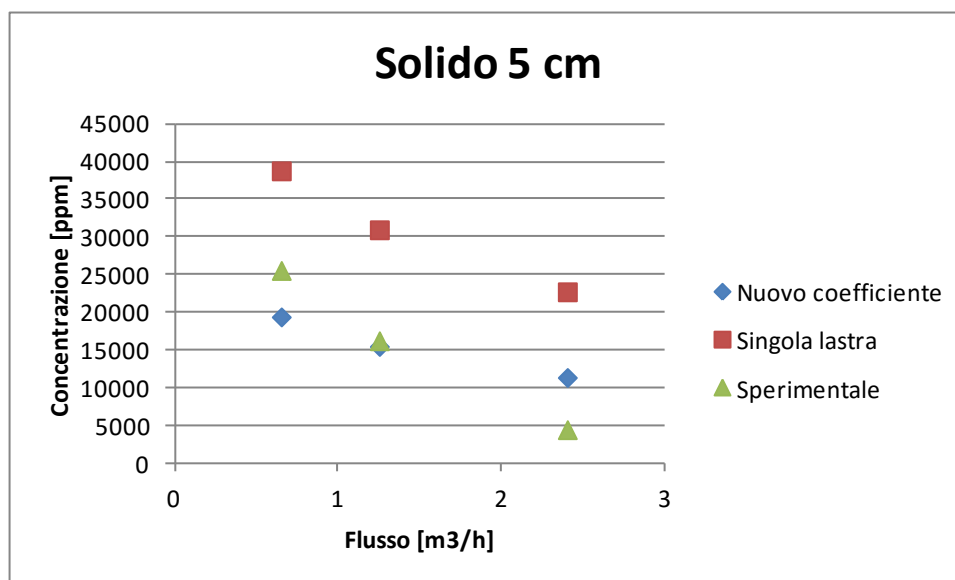


Figura 34 – Confronto tra i dati stimati dal modello di singola lastra piana con e senza il coefficiente correttivo e i risultati sperimentali nel caso di spessore di solido asciutto pari a cinque centimetri

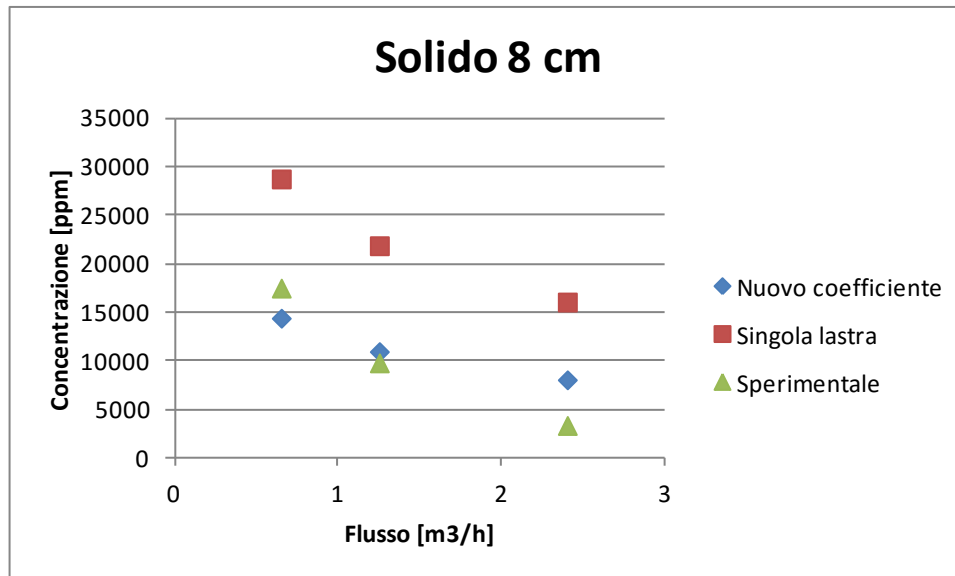


Figura 35 – Confronto tra i dati stimati dal modello di singola lastra piana con e senza il coefficiente correttivo e i risultati sperimentali nel caso di spessore di solido asciutto pari a otto centimetri

La procedura è stata ripetuta per il modello in cui il coefficiente di scambio materiale considerato fosse calcolato per il caso di doppia lastra piana emittente, per cui:

$$k_c = 4,425 * \frac{\left(\frac{v * B^2}{\alpha * L}\right)^{\frac{1}{3}} * D_i}{D_{eq}}$$

Anche in questo caso è stato variato il valore numerico (4,425) in modo da ottenere valori stimati che rientrassero nell'intervallo dell'85-110% dei valori sperimentali misurati.

Il coefficiente ottenuto è pari a 1,5604, per cui i valori ottenuti sono tabulati di seguito:

5 cm	Flusso	C sperimentale	C doppia lastra	C doppia lastra con coefficiente
	0,65	25576,89	55316,5569	19506,63702
	1,25	16259,92	40405,20937	14248,35161
	2,4	4476,10	26933,87525	9497,8675

8 cm	Flusso	C sperimentale	C doppia lastra	C doppia lastra con coefficiente
	0,65	17496,93838	41013,05121	14462,69883
	1,25	9792,2615	28533,02162	10061,78488
	2,4	3339,950607	19019,94463	6707,126704

Tabella 14 – Confronto tra i dati sperimentali e quelli stimati dal modello di doppia lastra emittente con e senza coefficiente correttivo per spessori di solido asciutto pari a 5 e 8 cm

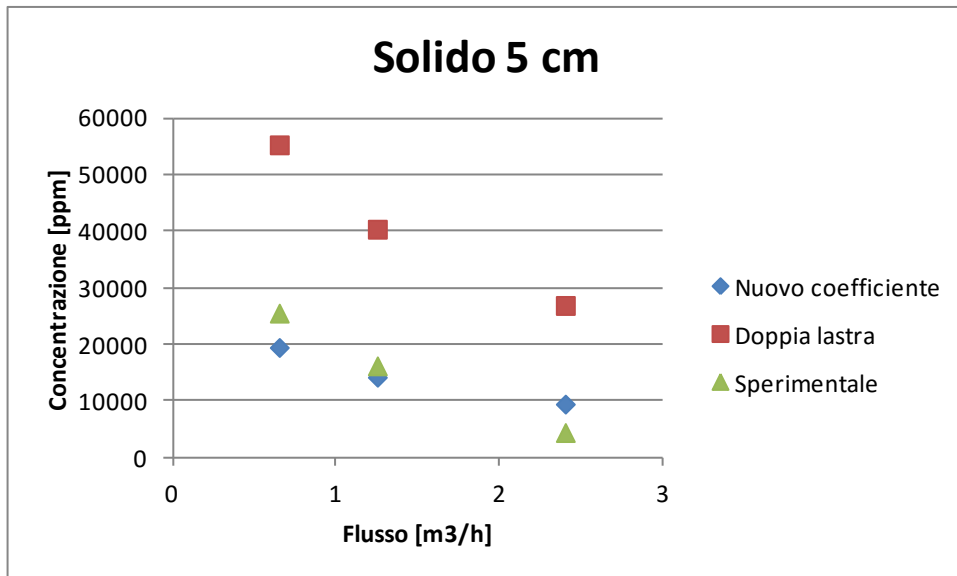


Figura 36 - Confronto tra i dati stimati dal modello di doppia lastra emittente con e senza il coefficiente correttivo e i risultati sperimentali nel caso di spessore di solido asciutto pari a cinque centimetri

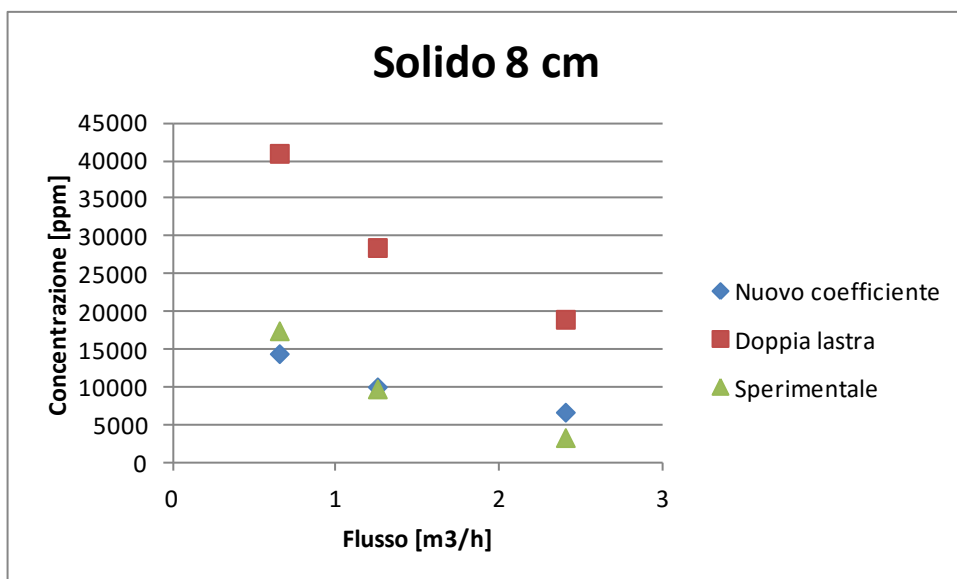


Figura 37 – Confronto tra i dati stimati dal modello di doppia lastra emittente con e senza il coefficiente correttivo e i risultati sperimentali nel caso di spessore di solido asciutto pari a otto centimetri

6. Estrapolazione del modello a matrici tipiche di casi reali

I risultati ottenuti sono riferibili al caso in cui il solido considerato sia costituito da sferette di vetro con diametro variabile tra i 400 e gli 800 μm , determinando un grado di vuoto del 37,3%. Questa risulta essere una limitazione, in quanto rappresenta una situazione ideale ottenibile solamente in laboratorio.

In campo aperto, infatti, si ha a che fare con solidi reali con porosità e diffusività efficaci differenti.

La diffusività efficace, $D_{efficace}$, tiene conto della porosità del mezzo in cui vi è diffusione, è direttamente proporzionale al valore di porosità ed è calcolabile a partire dal valore di diffusività materiale:

$$D_{efficace} = D_i * \frac{\varepsilon}{\tau}$$

In cui D_i è la diffusività materiale, ε è la porosità del mezzo in cui il composto diffonde e τ rappresenta la tortuosità del letto di solido.

Considerando il modello di diffusione attraverso film stagnante, è possibile osservare che il sistema risolto numericamente per il calcolo della concentrazione di interfaccia dipende anche dalla diffusività efficace. Infatti:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dC_s}{dt} = \frac{A_b}{V_s} * \frac{D_{eff} * C_{tot}}{\Delta z_s} * \ln \left(\frac{1 - \frac{\bar{C}}{C_{tot}}}{1 - \frac{C_L}{C_{tot}}} \right) \\ \frac{d\bar{C}}{dt} = \frac{A_b}{V_a} * \frac{D_i * C_{tot}}{\Delta z_a} * \ln \left(\frac{1 - \frac{\bar{C}}{C_{tot}}}{1 - \frac{C_L}{C_{tot}}} \right) \end{array} \right.$$

Trattando solidi aventi porosità diversa dalle sferette di vetro utilizzate nella sperimentazione, risulta quindi possibile stimare valori di diffusività efficace differenti e quindi osservare la variazione nel tempo della concentrazione all'interfaccia al variare del solido considerato.

I solidi tipicamente coinvolti nell'emissione di odori sono:

- Terreni argillosi;
- Cumuli o ramaglie;
- Terreni coltivabili;
- Fanghi di depurazione.

Per ognuno di essi è stato possibile ricavare dalla letteratura un valore di porosità, da cui è stato calcolato il valore della diffusività efficace, sapendo che la diffusività molecolare di acetone in aria è pari a $D_i = 1,06 * 10^{-5} \frac{m^2}{s}$ e considerando la tortuosità tipica dei letti porosi pari a $\tau = \frac{25}{12}$.

Materiale	Porosità	Diffusività efficace
Sferette vetro	0,373	1,89782E-06
Terreni argillosi	0,42	2,13696E-06
Cumuli/ramaglie	0,5	2,544E-06
Terreni coltivabili	0,2	1,0176E-06
Fanghi depurazione min	0,37	1,88256E-06
Fanghi depurazione max	0,56	2,84928E-06

Tabella 15 - Valori di porosità caratteristici dei diversi tipi di materiale considerato

I terreni argillosi hanno porosità tipica del 42% (Castany, 1985), i cumuli e le ramaglie hanno valori compresi tra il 45% e il 60% (Cooperland, 2002), nei terreni coltivabili essa varia tra il 15,5% e il 29,1% (Sort e Alcaniz, 1999) mentre per i fanghi di depurazione l'intervallo è tra il 37% e il 56% (Multifactorial study of macroscopic properties of solidified sludge).

Calcolati i valori di diffusività efficace è possibile calcolare numericamente il valore di concentrazione all'interfaccia nei diversi casi di spessore di solido per ogni valore di tempo.

Nelle tabelle seguenti sono riportate le condizioni operative del laboratorio per ogni prova, le quali sono state estese ai casi in cui il materiale considerato non sia più il solido inerte, ma sia un terreno tipico nelle emissioni di odori. Per tempo si intende il tempo trascorso in fase stazionaria prima del flussaggio, il quale è pari a 1320 secondi nel caso di un centimetro di solido asciutto sopra uno strato umido, 1800 secondi per il caso in cui ci siano due centimetri, 3600 secondi nei casi di cinque e otto centimetri di strato secco.

Con C_L si intende la concentrazione di equilibrio liquido-vapore dell'acetone alla temperatura considerata e con C_S si intende la concentrazione all'interfaccia solido-gas.

Le misurazioni effettuate in laboratorio con uno strato di solido asciutto di un centimetro depositato sopra lo strato umido sono state condotte ad un'unica temperatura, pari a $T_{air} = 23,1^{\circ}C$ alla quale corrisponde una temperatura dell'acetone liquido che bagna lo strato umido pari a $T_{pool} = 20^{\circ}C$.

	Materiale	Porosità	Deff [m ² /s]	Tair [°C]	Tpool [°C]	tempo [s]	cL [mol/m ³]	cS [mol/m ³]
1 cm	Terreni coltivabili	0,2	1,0176E-06	23,1	20	1320	10,095	10,095
	Fanghi depurazione min	0,37	1,88256E-06	23,1	20	1320	10,095	10,095
	Sferette	0,373	1,89782E-06	23,1	20	1320	10,095	10,095
	Terreni argillosi	0,42	2,13696E-06	23,1	20	1320	10,095	10,095
	Cumuli/ramaglie	0,5	0,000002544	23,1	20	1320	10,095	10,095
Fanghi depurazione MAX	0,56	2,84928E-06	23,1	20	1320	10,095	10,095	

Tabella 16 - Valori di concentrazione di equilibrio e di interfaccia al variare della porosità, nel caso di un centimetro di solido asciutto depositato su strato umido

Nel caso in cui lo spessore di sfere di vetro asciutte sia pari a due centimetri in laboratorio si misurano due temperature per l'aria e quindi per l'acetone ($T_{air} = 23,1^{\circ}C$; $T_{pool} = 20^{\circ}C$ e $T_{air} = 24^{\circ}C$; $T_{pool} = 20,8^{\circ}C$).

	Materiale	Porosità	Deff [m ² /s]	Tair [°C]	Tpool [°C]	tempo [s]	cL [mol/m ³]	cS [mol/m ³]
2 cm	Terreni coltivabili	0,2	1,0176E-06	23,1	20	1800	10,095	10,068
				24	20,8	1800	10,431	10,404
	Fanghi depurazione min	0,37	1,88256E-06	23,1	20	1800	10,095	10,0948
				24	20,8	1800	10,431	10,4309
	Sferette	0,373	1,89782E-06	23,1	20	1800	10,095	10,095
				24	20,8	1800	10,431	10,431
	Terreni argillosi	0,42	2,13696E-06	23,1	20	1800	10,095	10,095
				24	20,8	1800	10,431	10,431
	Cumuli/ramaglie	0,5	0,000002544	23,1	20	1800	10,095	10,095
				24	20,8	1800	10,431	10,431
	Fanghi depurazione MAX	0,56	2,84928E-06	23,1	20	1800	10,095	10,095
				24	20,8	1800	10,431	10,431

Tabella 17 - Valori di concentrazione di equilibrio e di interfaccia al variare della porosità, nel caso di due centimetri di solido asciutto depositati su strato umido

Com'è possibile notare, negli spessori minori il valore di concentrazione all'interfaccia è pari a quella di equilibrio liquido-vapore, in quanto vengono considerati tempi sufficientemente elevati, a cui il valore di concentrazione C_s arriva al valore stazionario, pari a quello di C_L , non risentendo quindi del solido attraverso cui diffonde.

Nel caso di spessori maggiori, invece, in cui i tempi considerati non prevedono una situazione di stazionarietà per la concentrazione all'interfaccia, è possibile osservare che maggiore è il valore di porosità, quindi di diffusività efficace, più i valori di C_s saranno vicini al valore di concentrazione C_L . Quindi, per bassi valori di grado di vuoto, il solido attraverso cui diffondono i vapori di acetone costituisce una resistenza diffusiva che è via via meno risentita all'aumentare del valore di porosità, come si può osservare nelle tabelle seguenti.

Le condizioni operative a cui si sono svolte le prove con solido asciutto con spessore pari a cinque centimetri prevedono due temperature per l'aria e quindi per l'acetone ($T_{air} = 22,2^\circ C$; $T_{pool} = 19,1^\circ C$ e $T_{air} = 23,9^\circ C$; $T_{pool} = 20,8^\circ C$).

	Materiale	Porosità	Deff [m2/s]	Tair [°C]	Tpool [°C]	tempo [s]	cL [mol/m3]	cS [mol/m3]
5 cm	Terreni coltivabili	0,2	1,0176E-06	22,2	19,1	3600	9,728	8,1076
				23,9	20,8	3600	10,431	8,7512
	Fanghi depurazione min	0,37	1,88256E-06	22,2	19,1	3600	9,728	9,4038
				23,9	20,8	3600	10,431	10,1078
	Sferette	0,373	1,89782E-06	22,2	19,1	3600	9,728	9,414
				23,9	20,8	3600	10,431	10,12
	Terreni argillosi	0,42	2,13696E-06	22,2	19,1	3600	9,728	9,5269
				23,9	20,8	3600	10,431	10,2328
	Cumuli/ramaglie	0,5	0,000002544	22,2	19,1	3600	9,728	9,634
				23,9	20,8	3600	10,431	10,3405
	Fanghi depurazione MAX	0,56	2,84928E-06	22,2	19,1	3600	9,728	9,6753
				23,9	20,8	3600	10,431	10,3808

Tabella 18 - Valori di concentrazione di equilibrio e di interfaccia al variare della porosità, nel caso di cinque centimetri di solido asciutto depositati su strato umido

Infine per il caso di spessore massimo, otto centimetri di solido asciutto su strato bagnato, le temperature presenti in laboratorio sono le seguenti, $T_{air} = 22^\circ C$; $T_{pool} = 18,9^\circ C$ e $T_{air} = 22,5^\circ C$; $T_{pool} = 19,5^\circ C$.

	Materiale	Porosità	Deff [m2/s]	Tair [°C]	Tpool [°C]	tempo [s]	cL [mol/m3]	cS [mol/m3]
8 cm	Terreni coltivabili	0,2	1,0176E-06	22	18,9	3600	9,647	4,7335
				22,5	19,5	3600	9,889	4,8696
	Fanghi depurazione min	0,37	1,88256E-06	22	18,9	3600	9,647	6,9517
				22,5	19,5	3600	9,889	7,1465
	Sferette	0,373	1,89782E-06	22	18,9	3600	9,647	6,9845
				22,5	19,5	3600	9,889	7,1803
	Terreni argillosi	0,42	2,13696E-06	22	18,9	3600	9,647	7,3953
				22,5	19,5	3600	9,889	7,6008
	Cumuli/ramaglie	0,5	0,00002544	22	18,9	3600	9,647	7,962
				22,5	19,5	3600	9,889	8,1804
	Fanghi depurazione MAX	0,56	2,84928E-06	22	18,9	3600	9,647	8,2932
				22,5	19,5	3600	9,889	8,5185

Tabella 19 - Valori di concentrazione di equilibrio e di interfaccia al variare della porosità, nel caso di otto centimetri di solido asciutto depositati su strato umido

Vengono di seguito riportati gli andamenti della concentrazione di interfaccia, in un caso specifico preso ad esempio in cui $T_{acetone} = 19,1^{\circ}C$ e $T_{aria} = 22,2^{\circ}C$ e lo spessore di solido è pari a cinque centimetri, nei due casi di porosità estremi, ovvero nel caso di terreni coltivabili ($\varepsilon = 0,2$ e $D_{efficace} = 1,0176 * 10^{-6}$) e nel caso di cumuli ($\varepsilon = 0,5$ e $D_{efficace} = 2,544 * 10^{-6}$).

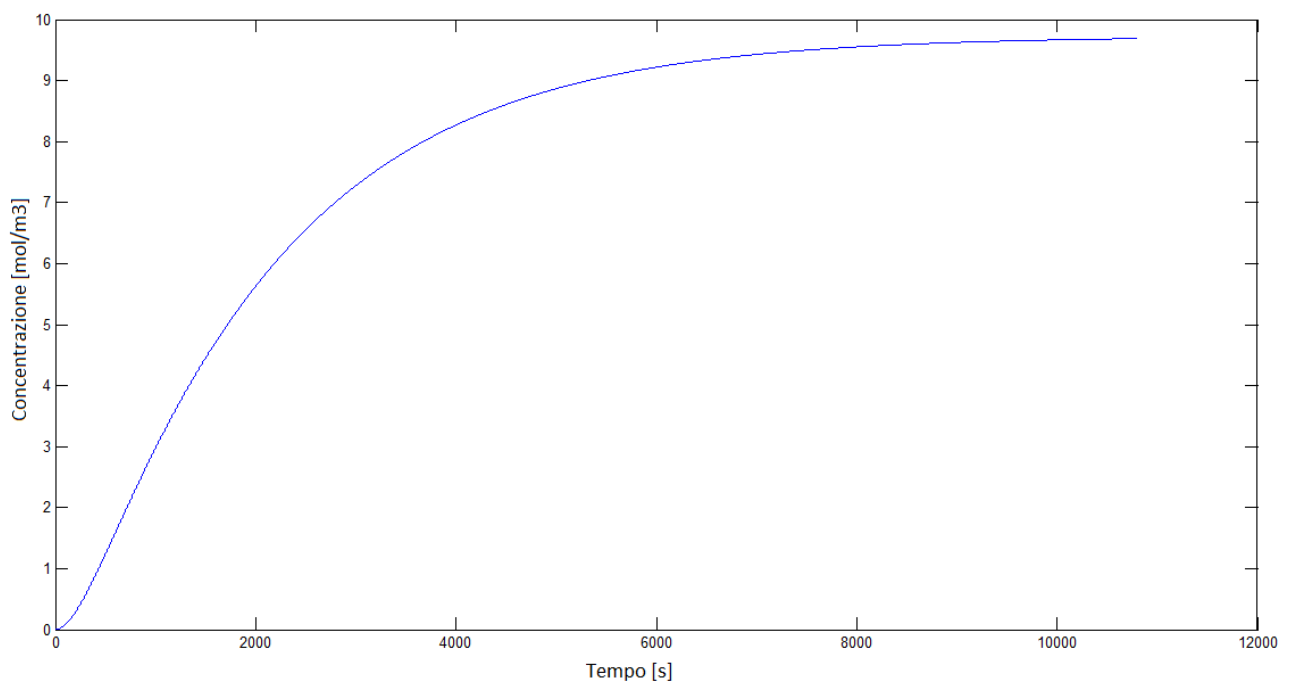


Figura 38 – Andamento della concentrazione di interfaccia al trascorrere del tempo nel caso di terreni agricoli

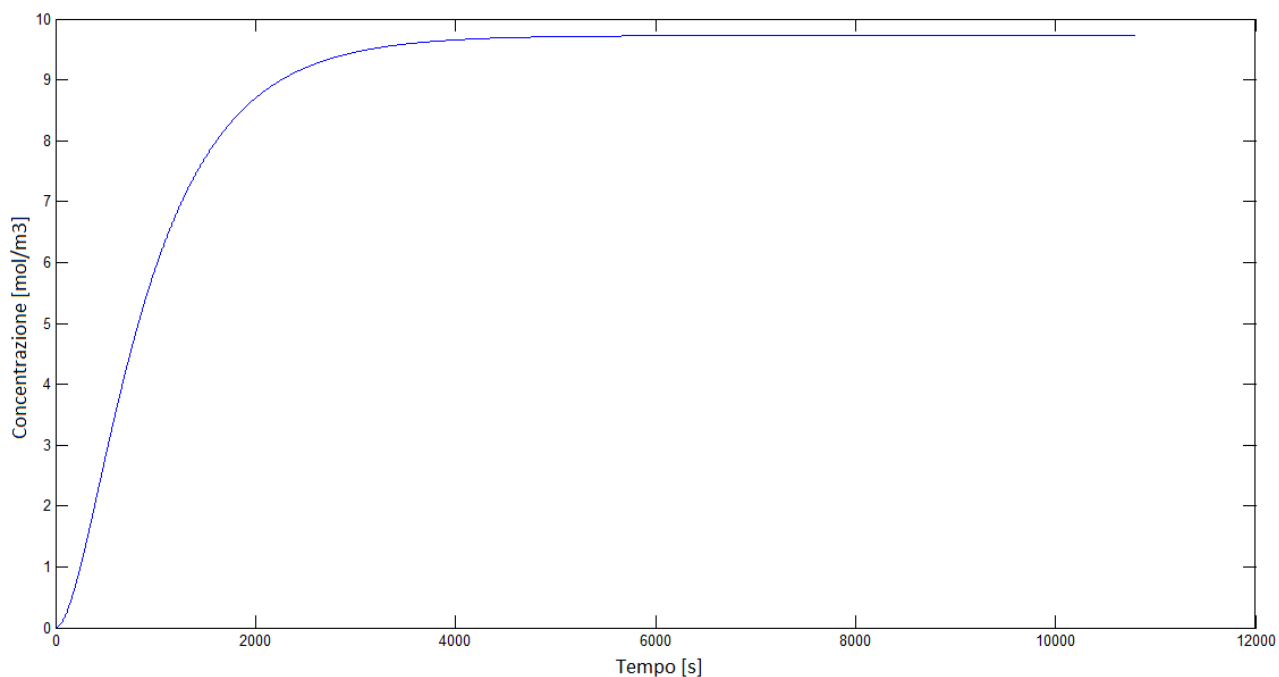


Figura 39 – Andamento della concentrazione di interfaccia al trascorrere del tempo nel caso di cumuli e ramaglie

Com'è possibile osservare i tempi necessari per arrivare ad uno stesso valore di concentrazione di interfaccia variano molto.

Infatti nel caso dei cumuli occorrono circa 66 minuti (3950 secondi) per arrivare ad un valore di concentrazione $C_s = 9,65 \frac{mol}{m^3}$, mentre nel caso di terreni coltivabili il tempo necessario perchè si raggiunga lo stesso valore di concentrazione diventa pari a 159 minuti (9500 secondi).

7. Conclusioni e obiettivi futuri

Il presente lavoro di tesi si colloca nell'ambito degli studi riguardanti il campionamento dell'odore, in modo particolare nel caso di emissioni di sostanze volatili da superfici areali passive.

Dapprima è stato sviluppato un modello teorico che prevede il calcolo di un coefficiente di scambio materiale valutato sia nel caso di una singola lastra piana emittente sia nel caso di doppia lastra emittente.

I valori ottenuti dal modello sono stati confrontati con i valori ottenuti sperimentalmente con una Wind Tunnel sviluppata presso il Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano. Le prove sono state condotte a diversi valori di spessori dello strato di solido asciutto depositato sullo strato umido e a diversi flussi di aria, quindi a differenti velocità.

I risultati confermano che nel caso di solidi emittenti la concentrazione in uscita dipende dal valore del flusso di aria che spazza la superficie dello strato di solido.

Dal confronto dei dati risulta inoltre possibile confermare che il modello scelto simula la situazione reale, in quanto vi è buona corrispondenza tra i valori stimati e quelli misurati sperimentalmente.

I dati sperimentali hanno un andamento diverso a seconda dello spessore considerato probabilmente perché i valori, a bassi spessori di solido, risentono della risalita di liquido dovuta al fenomeno di capillarità.

Ulteriori studi sono necessari per la conferma del modello, per cui occorre estendere i risultati con prove sperimentali che considerino di variare il solido utilizzato e/o il composto esaminato.

Risulta inoltre necessario compiere alcuni studi sul comportamento del solido emissivo sottoposto ad un flusso di aria continuo, ovvero il caso in cui non sia più possibile calcolare la concentrazione all'interfaccia utilizzando la relazione di diffusione in film stagnante presa in considerazione.

Tale situazione è tipica del campo aperto e risulta fondamentale capire come operare il campionamento riducendo al minimo il tempo di posa della Wind Tunnel.

Bibliografia

Bedos C., Rousseau-Djabri M.-F., Flura D., Masson S., Barriuso E., Cellier P. (2002). Rate of pesticide volatilization from soil: an experimental approach with a wind tunnel system applied to trifluralin. *Atmospheric Environment*, Volume 36, Issues 39–40, Pages 5917–5925.

Bekku Y., Koizumi H., Oikawa T., Iwaki H. (1997). Examination of four methods for measuring soil respiration. *Appl. Soil Ecol.* 5, 247–254.

Bird R.B., Stewart W.E., Lightfoot E.N., (2002). *Transport Phenomena – Second Edition*. W. Anderson and P. Kulek (eds.), John Wiley & Sons Inc., Chapters 6, 14.

Bliss P.J., Jiang J.K., Schulz T.J. (1995). The Development of a Sampling System for Determining Odor Emission Rates from Area Surfaces: Part II. Mathematical Model. *J. Air Waste Manage.* 45, 989-994.

Boutouil M., Levacher D. (2002). *Proceedings of the Institution of Civil Engineers – Ground Improvement*. Volume 6 Issue 1, 13-21.

Capelli L., Sironi S., Del Rosso R., Centola P. (2009). Design and validation of wind tunnel system for odour sampling on liquid area sources. *Water Science and Technology* 59, 1611-1620.

Capelli L., Sironi S., Del Rosso R. (2012). Odour Sampling: techniques and strategies for the estimation of odour emissions rates from different sources type. *Sensors* 13, 938-955.

Castany G. (1985). *Idrogeologia. Principi e metodi*. Dario Flaccovio Editore.

Clark J.F., Schlosser P., Wanninkhof R., Simpson H.J., Schuster W.S.F., Ho D.T. (1995). Gas transfer velocities for SF₆ and 3He in a small pond at low wind speeds. *Geophys. Res. Lett.* 22, 93-96.

Conen F., Smith K. (1998). A re-examination of closed flux chamber methods for the measurement of trace gas emissions from soils to the atmosphere. *European Journal of Soil Science* 49, 701-707.

Cooperland L. (2002). The art and science of composting. Center for Integrated Agricultural Systems, University of Wisconsin-Madison.

Crusius J., Wanninkhof R. (2003). Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake. *Limnol. Oceanogr.* 48, 1010-1017.

Dente M., Ranzi E. (2003). *Principi di ingegneria chimica*. Città studi edizioni, Milano.

EN 13725:2003. Air quality - Determination of odour concentration by dynamic olfactometry; Comité Européen de Normalisation: Brussels, Belgium.

Environmental Protection Agency, Environmental Protection Agency Ed. (2001). *Odour Impacts and Odour Emission Control Measures for Intensive Agriculture*. R&D Report Series No. 14, OdourNet UK, Bath, UK.

Farrel J.A., Murlis J., Long X., Li W., Cardé R.T. (2002). Filament-based atmospheric dispersion model to achieve short time-scale structure of odor plumes. *Environ. Fluid Mech.* 2, 143-169.

Firestein S. (2001). How the olfactory system makes sense of scents. *Nature* 413, 211-218.

Frechen F.B. (1988). Odour emissions and odour control at wastewater treatment plants in West Germany. *Water Science and Technology* 30, 35-46.

Frechen F.B., Frey M., Wett M., Loser C. (2004). Aerodynamic performance of a low-speed wind tunnel. *Water Science and Technology* 50, 57-64.

Fricke K., Santen H., Wallmann R. (2005). Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. *Waste Management* 25, 799-810.

Galvin G., Lowe S., Smith R.J. (2004). The validation of a simple Gaussian dispersion model for determining odour emission rates from area sources. *Dev. Chem. Eng. Mineral Process.* 12, 545-558.

Gao F., Yates S., Yates M., Gan J., Ernst F. (1997). Design, fabrication and application of a dynamic chamber for measuring gas emissions from soil. *Environ. Sci. Technol.* 31, 148-153.

Gao F., Yates S. (1998). Laboratory study of closed and dynamic flux chambers: experimental results and implications for field application. *J. Geophys. Res.* 103 (D20), 26115–26125.

Gostelow P., Parsons S.A., Stuetz R.M. (2001). Odour measurement for sewage treatment works. *Water Res.* 35, 579-597.

Gostelow P., Longhurst P., Parsons S., Stuetz R. (2003). Sampling for measurement of odours. IWA Scientific and Technical Report No. 17. IWA Publishing, London.

Havens J.A., Spicer T.O. (1985). Development of an atmospheric dispersion model for heavier-than-air gas mixtures, volume 1. Arkansas University, Fayetteville.

Hudson N., Galvin G., Lowe S. (2004). The effect of loading rate and spatial variability on pond odour emission, Final Report for Australian Pork Limited, Project 1628. Queensland Department of Primary Industries & Fisheries, Toowoomba, Queensland.

Hudson N., Ayoko G.A. (2008a). Odour sampling 1. Physical chemistry considerations. *Bioresource Technology* 99, 3982-3992.

Hudson N., Ayoko G.A. (2008b). Odour Sampling 2. Comparison of physical and aerodynamic characteristics of sampling devices. A review. *Biores. Technol.* 99, 3993-4007.

Hudson N., Ayoko G.A., Dunlop M., Duperouzel D., Burrell D., Bell K., E. Gallagher, Nicholas P., Heinrich N. (2009). Comparison of odour emission rates measured from various sources using two sampling devices, *Bioresource Technology* 100, 118–124.

Incropera F.P., DeWitt D.P., Bergman T.L., Lavine A.S., (2007). Fundamentals of Heat and Mass Transfer – Sixth Edition. J. Hayton, V.A. Vargas, S. Rigby, S. Liebman (eds.), John Wiley & Sons Inc., Chapters 6, 7, 8.

Jiang J.K., Bliss P.J., Schulz T.J. (1995). The Development of a Sampling System for Determining Odor Emission Rates from Area Surfaces: Part I. Aerodynamic Performance. Journal of the Air Pollution Control Association 45, 917-922.

Jiang K., Kaye R. (1996). Comparison study on portable wind tunnel system and isolation chamber for determination of VOCs from areal sources. Water Science and Technology 34, 583-589.

Leyris C., Guillot G.M., Fanlo J.L., Pourtier L.; (2005). Comparison and development of dynamic flux chambers to determinate odorous compound emission rates from area sources. Chemosphere 59, 415-421.

Linea guida per la caratterizzazione, l'analisi e l'autorizzazione delle emissioni gassose in atmosfera delle attività ad impatto odorigeno (2007). Regione Lombardia.

Loubet B., Cellier P., Flura D., Générmont S. (1999). An evaluation of a wind tunnel technique for estimating ammonia volatilization from land: part 1. Analysis and improvement of accuracy. Journal of Agricultural Engineering Research 72, 71-81.

Mauri R., (2011). Fenomeni di Trasporto – Seconda Edizione. R. Mauri (ed.), Edizioni Plus – Pisa University Press, Chapters 4, 14.

Pagani M., Donadello S., Antoniazzi F., Favaro L., Favalessa M., Moro G., Iacovino F. (2010). Riconversione di ex allevamento intensivo ad impianto di compostaggio da verde. Procedura di screening ambientale. Ambiente & Futuro di Silvano Bressan.

Perry R.H., (1997). Perry's chemical engineers' handbook - Seventh Edition. R.H. Perry, D.W. Green and J.O. Maloney (eds.), The McGraw-Hill Companies, Inc., Chapters 2, 5.

Rivilli S., Pettarin N., Snidar R., Valentino A.(2010). Valutazione numerica predittiva della dispersione di inquinanti in atmosfera. Caso studio: impianto di termovalorizzazione della pollina.

Shah R.K., London A.L. (1978). Laminar flow forced convection in ducts. A source book for Compact Heat Exchanger Analytical Data – First Edition. T.F. Irvine Jr., J.P. Hartnett (eds.), Chapters 1, 6.

Smith R., Watts P. (1994). Determination of odour emission rates from cattle feedlots: Part 2, Evaluation of two wind tunnels of different size. J. Agric. Eng. Res. 58, 231-240.

UNI 10169:2001. Misure alle emissioni. Determinazione della velocità e della portata di flussi gassosi convogliati per mezzo del tubo di Pitot.

Sohn J.H., Smith R.J., Hudson N.A., Choi H.L. (2005). Gas Sampling Efficiencies and Aerodynamic Characteristics of a Laboratory Wind Tunnel for Odour Measurement. Bios. Eng., 92(1), 37-46.

Sort X., Alcañiz J.M. (1999). Modification of soil porosity after application of sewage sludge. Volume 49, Issue 4, Pages 337–345.

Thibodeaux L.J., Scott H.D., (1985). Air/Soil exchange coefficients. B. Neely and G.E. Blau (eds.), Environmental Exposure from Chemicals. Vol. I, CRC Press Inc., pp. 65-89.

Thibodeaux L.J., (1996). Chemical exchange between air and soil. J.L. Schnoor and A. Zehnder (eds.), Environmental Chemodynamics: Movement of chemicals in air, water and soil – Second Edition, John Wiley & Sons Inc., Chapter 6, pp. 398-423.

UNI 10169:2001. Misure alle emissioni. Determinazione della velocità e della portata di flussi gassosi convogliati per mezzo del tubo di Pitot.

UNI EN 13725:2003 Air quality - Determination of odour concentration by dynamic olfactometry; Comité Européen de Normalisation: Brussels, Belgium.

UNI EN 15259:2008 Misurazione di emissioni da sorgente fissa. Requisiti delle sezioni e dei siti di misurazione e dell'obiettivo, del piano e del rapporto di misurazione.

VDI 3475 (2000). Blatt 1 Entwurf: Emissionsminderung, Biologische Abfallbehandlungsanlagen, Kompostierung und Vergärung, Anlagenkapazität .0.75 Mg/h (.6750 Mg/a) (Emission reduction, biological waste treatment plants, composting and digestion, plant size .0.75 Mg/h (.6750 Mg/a)). Ausgabe: 08/2000. Beuth Verlag, Berlin (DE).

VDI 3477 (2004). Biologische Abgasreinigung: Biofilter (Biological waste gas purification: Biofilters). Ausgabe: 11/2004. Beuth Verlag, Berlin (DE).

VDI 3790 (2000). Blatt 2: Umweltmeteorologie, Emissionen von Gasen, Geruchen und Stauben aus diffusen Quellen, Deponien (Environmental meteorology, emission of gases, odour and dust from diffuse sources, landfills). Ausgabe 12/2000. Beuth Verlag, Berlin (DE).

VDI 3880 (2008). Olfaktometrie. Statische Probenahme (Olfactometry. Static sampling). Ausgabe 2008. Beuth Verlag, Berlin (DE).

Wilson G.E.; Huang Y.C.; Schroepfer W. (1980). Atmospheric sublayer transport and odour control. Journal of the Environmental Engineering Division 106, 389-401.

Wu B.Z., Feng T.Z., Sree U., Chiu K.H., Lo J.G., (2006). Sampling and analysis of volatile organics emitted from wastewater treatment plant and drain system of an industrial science park. Analytica Chimica Acta 576, 100–111.

Zhang Y., Haghghat F. (1997). The impact of surface air movement on material emissions. Build. Environ. 32, 551-556.

Zhang Y., Yue D., Liu J., Lu P., Wang Y., Liu J., Nie Y. (2012). Release of non-methane organic compounds during simulated landfilling of aerobically pretreated municipal solid waste. Journal of Environmental Management 101, 54-58.