



Politecnico di Milano
Scuola di Ingegneria Industriale e dell'Informazione
Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria Chimica

Studio e confronto di metodi per la stima di emissioni di odore da discarica

Relatore:
Prof. Laura Maria Teresa Capelli

Autore:
Giorgio Caputo (804959)

Anno Accademico 2013/2014

Indice

Indice delle Figure.....	6
Indice delle Tabelle	9
1. Introduzione e scopo del lavoro	11
1.1 Premessa	11
1.2 Definizione del problema.....	13
1.3 Obiettivi e struttura del lavoro	15
2. Le discariche.....	17
2.1 Cenni descrittivi di una discarica	17
2.2 Il problema delle emissioni di biogas da discarica	25
2.3 Il problema degli odori in discarica	31
3. Quantificazione delle emissioni di odore da discarica	36
3.1 Approcci per la stima delle emissioni di odore	36
3.2 Modelli per la stima della produzione di biogas.....	37
3.3 Metodi di campionamento su superfici di discarica	44
3.3.1 Tipologie di sorgenti emissive.....	44
3.3.2 La normativa in materia.....	44
3.4 La misura dell'odore	50
3.5 Modelli di dispersione atmosferica.....	55
3.5.1 Generalità.....	56
3.5.2 Il modello CALPUFF	57

4. La discarica studiata	60
4.1 Descrizione del sito.....	60
4.2 Suddivisione in celle emissive per la modellazione	64
4.3 Campagne di misura in discarica	67
4.3.1 Programmazione delle misure	67
4.3.2 Misura sperimentale del CH ₄	68
5. Messa a punto e ottimizzazione dei metodi per la stima delle emissioni	70
5.1 Introduzione	70
5.2 Modifica del LandGEM.....	70
5.2.1 La necessità di modificare i parametri di input	71
5.2.2 Il LandGEM modificato	73
5.3 Metodi di campionamento sviluppati presso il PoliMi.....	79
5.3.1 Camera Statica.....	80
5.3.2 Flux Chamber	82
5.3.3 Wind Tunnel	85
5.4 Stima della concentrazione di odore del biogas emesso dalla superficie di discarica.....	88
5.5 Progettazione e sviluppo di sistemi di campionamento specifici per discariche.....	93
5.6 Ottimizzazione del modello per il calcolo dell'OER in funzione della velocità del vento ..	95
6. Applicazione dei diversi metodi nella simulazione di impatto olfattivo	100
6.1 Confronto tra i diversi metodi.....	100
6.2 Scenari emissivi	103
6.2.1 Stima della portata di biogas emessa con LandGEM.....	103
6.2.2 Stima della portata di biogas emessa con LandGEM modificato	107

6.2.3 Misura sperimentale della portata totale di biogas emessa	110
6.2.4 Misura diretta di OER e SOER su superficie di scarica.....	111
6.2.5 Stima dell'OER come funzione della velocità del vento	112
6.2.6 Confronto tra gli OER relativi ai diversi modelli emissivi studiati.....	114
7. Discussione dei risultati	121
7.1 Esiti del modello CALPUFF.....	121
7.2 Convalida dei modelli mediante campagne di monitoraggio con naso elettronico	131
7.2.1 Introduzione.....	131
7.2.2 Il naso elettronico usato per la sperimentazione	132
7.2.3 Programmazione delle campagne di monitoraggio	136
7.2.4 Risultati dei monitoraggi con naso elettronico.....	137
7.3 Confronto naso elettronico vs CALPUFF	146
8. Conclusioni e obiettivi futuri.....	154
BIBLIOGRAFIA.....	157

Indice delle Figure

Figura 1 – Un esempio di discarica a barriera geologica	20
Figura 2 - Tipico schema di discarica a deposito sotterraneo	21
Figura 3 - Rappresentazione schematica del processo dei rifiuti solidi urbani.....	22
Figura 4 - Rappresentazione schematica dei successivi stati di demolizione della sostanza organica durante il processo di fermentazione anaerobica	26
Figura 5 - Grafico indicativo della fermentazione dei rifiuti	27
Figura 6 - Schema di un impianto di produzione di energia elettrica da biogas di discarica	30
Figura 7 - Costruzione Flux Box secondo "Guidance on monitoring landfill gas surface emission"	46
Figura 8 - Schema della flux box disegnata dall'EPA con relativo spaccato	49
Figura 9 - Esempio di Gas Cromatografo	51
Figura 10 - Esempio di olfattometro e misura olfattometrica	53
Figura 11 - Esempio di naso elettronico.....	55
Figura 12 - Inquadramento satellitare della discarica di Gorla Maggiore	61
Figura 13 - Impianto biogas ECONORD	62
Figura 14 - Planimetria della discarica di Gorla Maggiore.....	64
Figura 15 - Una veduta della discarica suddivisa in celle	65
Figura 16 - Numerazione delle varie celle	66
Figura 17 - Un esempio del FID utilizzato.....	69
Figura 18 - Raccolta differenziata vs rifiuti conferiti in discarica per la regione Emilia Romagna (fonte ARPA)	72

Figura 19 - Esempio di LandGEM modificato	74
Figura 20 - Esempio di LandGEM modificato	75
Figura 21 - Esempio di LandGEM con valori costanti	76
Figura 22 - Esempio di LandGEM con valori che variano anno per anno	77
Figura 23 - Esempio di LandGEM con solo alcuni parametri costanti.....	78
Figura 24 - Finestra RESULTS simile a quella del LandGEM	78
Figura 25 - Grafico esemplificativo delle emissioni di metano e biogas.....	79
Figura 26 - La Wind Tunnel.....	86
Figura 27 - Correlazione CH ₄ (in ascissa) e c _{od} (in ordinata).....	91
Figura 28 - Piano della Wind Tunnel	96
Figura 29 - Quantità di inquinanti in Mg/year emessi dalla discarica (vedi legenda)	105
Figura 30 - Quantità di inquinanti in m ³ per anno emessa dalla discarica (vedi legenda).....	106
Figura 31 - Quantità di metano in m ³ /year emessa dalla discarica	108
Figura 32 - Quantità di biogas in m ³ /year emessa dalla discarica.....	109
Figura 33 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 1	122
Figura 34 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 2	123
Figura 35 - Mappa di impatto relativa al caso studio 3.....	124
Figura 36 - Mappa di impatto relativa al caso studio 3 (range 0-1 ou _e /m ³)	125
Figura 37 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 4	126
Figura 38 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 5	127
Figura 39 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 6	128
Figura 40 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 7	129
Figura 41 - Generica curva di risposta di un sensore	135

Figura 42 - Rosa dei venti relativa al periodo di Dicembre 2013	138
Figura 43 - Rosa dei venti relativa al periodo di Luglio 2014	139
Figura 44 - Rosa dei venti relativa al periodo di Settembre 2014.....	139
Figura 45 - Rosa dei venti per fasce orarie, relative al periodo di Dicembre 2013	140
Figura 46 - Rosa dei venti per fasce orarie, relative al periodo di Luglio 2014	141
Figura 47 - Rosa dei venti per fasce orarie relative al periodo di Settembre 2014	141
Figura 48 - Qualità dell'aria rilevata dal naso elettronico in Dicembre 2013	143
Figura 49 - Qualità dell'aria rilevata dal naso elettronico in Luglio 2014	143
Figura 50 - Qualità dell'aria rilevata dal naso elettronico in Settembre 2014.....	144
Figura 51 - Concentrazione di odore dell'aria analizzata in Dicembre 2013	144
Figura 52 - Concentrazione di odore dell'aria analizzata in Luglio 2014	145
Figura 53 - Concentrazione di odore dell'aria analizzata in Settembre 2014.....	146
Figura 54 - Confronto Modello 2 vs naso elettronico (la mappa si riferisce al 7 Settembre 2014 alle ore 5.00).....	151
Figura 55 - Confronto modello 2 vs naso elettronico (la mappa si riferisce al 16 Luglio 2014 alle ore 16.00).....	152
Figura 56 - Confronto modello 2 vs naso elettronico (la mappa si riferisce al 18 Dicembre 2013 alle ore 21.00).....	153

Indice delle Tabelle

Tabella 1 - Produzione di rifiuti urbani nell'UE e nei Paesi collegati (kt) anni 2009-2011 (elaborazioni ISPRA su dati Eurostat)	19
Tabella 2 - Composizione del biogas da discarica	28
Tabella 3 - Potenziale di riscaldamento globale di alcuni gas serra	29
Tabella 4 - Concentrazione dei principali composti odorigeni presenti nel biogas da discarica ...	33
Tabella 5 - Valori di k contenuti nel database del LandGEM.....	40
Tabella 6 - Valori di k in funzione di piovosità annua e tipo di rifiuto	40
Tabella 7 - Valori di L_0 contenuti nel database del LandGEM.....	42
Tabella 8 - Valori di L_0 in funzione del tipo di rifiuto	42
Tabella 9 - Classificazione dei lotti (fonte: ARPA)	60
Tabella 10 - Coordinate celle espresse in metri	67
Tabella 11 - Risultati campagna marzo/settembre 2014	90
Tabella 12 - Rifiuti conferiti nella discarica di Gorla dal 1993 al 2013	103
Tabella 13 - Riepilogo dati LandGEM.....	104
Tabella 14 - Parametri di input anno per anno utilizzati nell'applicazione del LandGEM modificato.....	107
Tabella 15 - Misure di CH_4 nelle relative date.....	110
Tabella 16 - Risultati delle campagne olfattometriche	111
Tabella 17 - Risultati della campagna olfattometrica con Wind Tunnel	113
Tabella 18 - Confronto OER Modelli 1 e 2.....	115
Tabella 19 - Confronto OER Modelli 3 e 4.....	116

Tabella 20 - Confronto OER Modelli 5, 6 e 7.....	117
Tabella 21 - Confronto OER Modelli 2, 4 e 7.....	118
Tabella 22 - Tempi caratteristici dei nasi elettronici.....	136
Tabella 23 - Risultati rilevazione naso elettronico.....	147
Tabella 24 - Confronto NE vs. CALPUFF.....	149

1. Introduzione e scopo del lavoro

1.1 Premessa

Premesso che le prescrizioni amministrative, stante la peculiare natura dell'attività di gestione di una discarica ed il suo potenziale impatto peggiorativo sulla qualità dell'ambiente circostante, non esauriscono il novero delle regole comportamentali dovute dal gestore di una discarica, esse certamente costituiscono il più importante parametro per garantire la tutela dei diritti fondamentali della persona – tra cui quello alla salute, garantito dall'art. 32 Cost. – oltre che dei diritti patrimoniali che potrebbero essere pregiudicati dalla gestione di una discarica.

Da qui discende l'attenzione per i dettagli che caratterizza tutto il sistema di autorizzazioni di questi impianti e, in particolar modo, le prescrizioni relative alla gestione dei gas prodotti dalle discariche.

E' già la direttiva 31/1999/CE a mettere in cima alle sue priorità la graduale riduzione dei flussi di rifiuti urbani biodegradabili conferiti in discarica per ridurre le emissioni di metano unita a prescrizioni tecniche per la cattura e il trattamento dei gas prodotti nelle discariche.

In particolare al punto 4 dell'allegato I della direttiva si può leggere che:

“4.1. Si devono adottare misure adeguate per controllare l'accumulo e la migrazione dei gas della discarica (allegato III). 4.2. Il gas della discarica deve essere raccolto da tutte le discariche che raccolgono rifiuti biodegradabili, trattato e utilizzato. Qualora il gas raccolto non possa essere utilizzato per produrre energia, deve essere combusto. 4.3. La raccolta, il trattamento e l'utilizzazione del gas della discarica di cui al punto 4.2 devono essere effettuati in modo tale da ridurre al minimo il danneggiamento o il degrado dell'ambiente e il rischio per la salute delle persone”.

A livello italiano, il D.L.vo 36 del 2003 che recepisce la direttiva europea sopra menzionata, ha provveduto con sufficiente grado di dettaglio a disciplinare il controllo delle emissioni dei gas della discarica.

La gestione del biogas deve essere condotta in modo tale da ridurre al minimo il rischio per l'ambiente e per la salute umana; l'obiettivo è quello di non far percepire la presenza della discarica al di fuori di una ristretta fascia di rispetto.

È inoltre indispensabile mantenere al minimo il livello del percolato all'interno dei pozzi di captazione del biogas, per consentirne la continua funzionalità, anche con sistemi di estrazione del percolato eventualmente formatosi; tali sistemi devono essere compatibili con la natura di gas esplosivo, e rimanere efficienti anche nella fase post-operativa.

Il gas deve essere di norma utilizzato per la produzione di energia, anche a seguito di un eventuale trattamento, senza che questo pregiudichi le condizioni di sicurezza per la salute dell'uomo e per l'ambiente.

Nel caso di impraticabilità del recupero energetico la termodistruzione del gas di discarica deve avvenire in idonea camera di combustione a temperatura $T > 850^\circ$, concentrazione di ossigeno $\geq 3\%$ in volume e tempo di ritenzione $\geq 0,3$ s.

A tali prescrizioni si aggiungono poi quelle dettate per il piano di sorveglianza e controllo della discarica, il quale, relativamente alle emissioni gassose e alla qualità dell'aria (punto 5.4 dell'allegato II), dovrebbe prevedere che *“Per le discariche dove sono smaltiti rifiuti biodegradabili e rifiuti contenenti sostanze che possono sviluppare gas o vapori deve esser previsto un monitoraggio delle emissioni gassose, convogliate e diffuse, della discarica stessa, in grado di individuare anche eventuali fughe di gas esterne al corpo della discarica stessa.*

[...]I parametri di monitoraggio sul gas di discarica devono comprendere almeno CH_4 , CO_2 , O_2 , con regolarità mensile, altri parametri quali: H_2 , H_2S , polveri totali, NH_3 , mercaptani e composti volatili in relazione alla composizione dei rifiuti. Si deve provvedere, inoltre, a caratterizzare quantitativamente il gas di discarica”.

Inoltre, è bene precisare che il controllo della qualità dell'aria (riguardante le emissioni diffuse) è un tipo di monitoraggio differente dalla valutazione delle emissioni convogliate (per le quali la direttiva IPPC dà un valore soglia) e sicuramente non può essere considerato alternativo.

Dando uno sguardo alla giurisprudenza che si è occupata del problema si scopre invece che si è scelta spesso la strada alternativa della contestazione dell'art. 674 c.p.- Getto pericoloso di cose secondo il quale *“Chiunque getta o versa, in un luogo di pubblico transito o in un luogo privato ma di comune o di altrui uso, cose atte a offendere o imbrattare o molestare persone, ovvero, nei casi non consentiti dalla legge, provoca emissioni di gas, di vapori o di fumo, atti a cagionare tali effetti, è punito con l'arresto fino a un mese o con l'ammenda fino 206 euro”*.

Proprio in tal senso si è, di recente, pronunciata la Corte di cassazione, secondo cui *“non esistendo una normativa statale che prevede disposizioni specifiche e valori limite in materia di odori, con conseguente individuazione del criterio della "stretta tollerabilità" quale parametro di legalità dell'emissione, il reato di cui all'art. 674 c. p. è configurabile addirittura anche nel caso di "molestie olfattive" promananti da impianto munito di autorizzazione per le emissioni in atmosfera. L'evento del reato, infatti, consiste nella molestia, che, nel caso sia provocata dalle emissioni di gas, fumi o vapori, prescinde dal superamento di eventuali limiti previsti dalla legge, essendo sufficiente il superamento del limite della normale tollerabilità ex art. 844 c.c. e nel caso di emissioni idonee a creare molestie alle persone rappresentate da odori, se manca la possibilità di accertare obiettivamente, con adeguati strumenti, l'intensità delle emissioni, il giudizio sull'esistenza e sulla non tollerabilità delle emissioni stesse ben può basarsi sulle dichiarazioni di testi, specie se a diretta conoscenza dei fatti, quando tali dichiarazioni non si risolvano nell'espressione di valutazioni meramente soggettive o in giudizi di natura tecnica ma consistano nel riferimento a quanto oggettivamente percepito dagli stessi dichiaranti”*.

1.2 Definizione del problema

Il presente lavoro si colloca nell'ambito dell'ingegneria chimica-ambientale, relativamente alle emissioni di odore da discarica.

Non sono rari i casi di segnalazioni da parte dei cittadini che evidenziano come la presenza di odori molesti interessi quotidianamente i centri abitati situati nei pressi delle discariche (Ying et al., 2011). Nell'ordinamento giuridico italiano, però, non è ad oggi contemplata una disciplina che fornisca valori limite di riferimento né metodi o parametri idonei a determinare la molestia olfattiva.

L'Unione Europea con la Direttiva 99/31/CE ha stabilito che in discarica debbano finire solo materiali a basso contenuto di carbonio organico e materiali non riciclabili indicando come strategie primarie di smaltimento dei rifiuti il compostaggio ed il riciclo. La raccomandazione è rivolta a scoraggiare il conferimento in discarica di molti rifiuti che producono liquami (percolato) altamente contaminanti per il terreno e per la falda acquifera e fortemente odorigeni.

Un'altra fonte di odori molesti nelle discariche è costituita dalle emissioni di biogas. Il biogas di discarica è composto prevalentemente (oltre il 99%) da CO₂ e CH₄, che sono gas serra, ma inodore. Tuttavia, la presenza anche in tracce di composti aventi bassissima soglia olfattiva, quali H₂S e mercaptani, fanno sì che il biogas di discarica rappresenti di fatto una fonte di odori molesti che possono dare luogo a situazioni di contenzioso con il vicinato (Di Trapani et al., 2013).

Al fine di progettare opportune strategie per la riduzione delle molestie associate alle emissioni odorigene è innanzitutto necessario disporre di metodi specifici per quantificare univocamente l'odore (Balling e Reynolds, 1980; Hobson, 1995; Stordeur et al., 1981) eliminando la mentalità secondo la quale la caratterizzazione odorosa sia più un'arte che una scienza (Koe, 1989; Jiang, 1996).

Per arrivare a caratterizzare qualitativamente o quantitativamente l'odore sono necessari due procedimenti: il campionamento dell'aria odorigena e la successiva analisi in laboratorio. Secondo quanto comunemente accettato, le caratteristiche di un odore che possono essere misurate sono quattro: la concentrazione, l'intensità, la qualità e il tono edonico (la gradevolezza o sgradevolezza) (Gostelow et al., 2001).

Indipendentemente dalla metodica di analisi impiegata, la caratterizzazione qualitativa e

quantitativa dell'odore comporta la necessità di procurarsi campioni significativi dell'odore da analizzare. Se nel mondo scientifico esiste un certo accordo riguardo alle tecniche di analisi, per quanto riguarda il campionamento, invece, l'assenza di standardizzazione ha lasciato che si creassero svariate tecniche di acquisizione dei campioni ed ha dato il via ad una vasta serie di soluzioni al problema.

Le emissioni odorigene possono provenire da diverse sorgenti, ciascuna delle quali caratterizzata da proprie peculiarità. Come verrà descritto nei capitoli 2 e 3, tali sorgenti possono essere classificate sulla base delle caratteristiche principali, quali ad esempio forma e dimensione.

Il presente lavoro di tesi è incentrato sullo studio delle emissioni da sorgenti areali passive, ovvero le superfici estese che emettono odore in conseguenza della volatilizzazione di sostanze più o meno volatili, senza che vi sia un flusso uscente di materia appositamente forzato, come avviene nei camini. Gli esempi più comuni di questo genere di sorgenti sono le vasche di depurazione reflui o, per l'appunto, le superfici di discarica.

1.3 Obiettivi e struttura del lavoro

Il presente lavoro di tesi si inserisce, come già detto precedentemente, nell'ambito dello studio della stima di emissioni di odore da discarica.

In particolare, lo studio e la messa a punto di metodi specifici, basati su approcci modellistici, o sperimentali, per la valutazione delle emissioni di odore da questa particolare tipologia di sorgente.

Al fine di ricavare uno scenario emissivo adatto alla modellazione sono stati studiati sette metodi o casi studio, suddivisibili in tre approcci:

- Nel primo approccio, contenente i metodi 1 e 2, sono stati utilizzati due modelli, il LandGEM EPA (già utilizzato ampiamente in letteratura) e un modello simile a questo, la

cui realizzazione fa parte del suddetto lavoro. I due modelli hanno permesso di stimare la quantità di biogas prodotta dalla discarica.

- Nel secondo, di cui fa parte il terzo metodo, ci si è basati sull'effettuazione di specifiche campagne sperimentali in discarica al fine di eseguire una misura diretta della portata di CH₄ emessa. In questo caso è stata definita una metodologia di campionamento specifica per la tipologia di sorgente.
- Nell'ultimo, composto dai metodi rimanenti, quali 4, 5, 6 e 7, è stata misurata la concentrazione di odore direttamente sul sito studiato. In particolare, negli ultimi tre casi, la portata di odore è stata considerata funzione della velocità del vento (ipotesi di sorgente areale passiva).

Per quanto riguarda i primi due approcci, la quantità di biogas prodotta è stata moltiplicata per una concentrazione di odore ipotetica, ricavata nel presente lavoro di tesi. L'Odor Emission Rate calcolato per tutti e tre gli approcci è stato utilizzato come parametro di input per un modello di dispersione (CALPUFF) che ha permesso di ottenere un impatto emissivo della discarica in esame per ciascuno dei modelli emissivi studiati.

Gli impatti emissivi così ottenuti sono stati confrontati fra loro al fine di trarre delle conclusioni riguardo alla "bontà" dei diversi modelli emissivi considerati.

Al fine di verificare l'impatto olfattivo ottenuto con i vari modelli è stata effettuata nel medesimo periodo una campagna di monitoraggio mediante un naso elettronico.

In sintesi, l'obiettivo di questo lavoro consiste non solo nella scelta di un metodo di campionamento adeguato al recupero e al conseguente calcolo dei dati (in quanto non esiste attualmente in Italia una normativa nazionale che affronti il problema delle emissioni odorigene), ma soprattutto nel confronto dei risultati prodotti tramite i tre approcci con ciò che è stato rilevato dall'apparecchio elettronico preso in considerazione, al fine di stabilire quale tra questi risulti più veritiero.

Nei seguenti capitoli verrà illustrato in dettaglio quanto spiegato precedentemente.

2. Le discariche

2.1 Cenni descrittivi di una discarica

Una discarica è un'area adibita allo smaltimento dei rifiuti tramite operazioni di deposito, sul o nel suolo, compresa quella zona interna al luogo di produzione dei rifiuti adibita allo smaltimento dei medesimi da parte dello stesso produttore, più qualsiasi area dove ci sia un deposito temporaneo dei rifiuti superiore ad un anno; la sua estensione può variare da qualche decina a qualche centinaio di ettari (Capelli et al., 2007).

L'Unione Europea ha stabilito, con la direttiva 99/31/CE, che in discarica finiscano solo rifiuti con basso tenore di carbonio organico e materiali non riciclabili dando, quindi, priorità al recupero e prevedendo, quali strategie primarie per lo smaltimento, il compostaggio ed il riciclo.

I residui dei rifiuti, in particolare dei Rifiuti Solidi Urbani (RSU) inorganici rimangono attivi per più di 20 anni e, attraverso una serie di processi anaerobici, producono del percolato che ha un elevato potere contaminante per il terreno e per le falde acquifere.

Dati i lunghissimi tempi di degradazione di molti materiali non differenziabili (basti pensare alla plastica o ai rifiuti pericolosi, le cui tracce possono essere presenti fino a 1000 anni dopo la chiusura della discarica), in anni recenti è stato dato molto peso alla raccolta differenziata.

Questa, già diffusa nei paesi del Nord Europa, è stata imposta implicitamente a tutto il territorio della CEE dalla direttiva 75/442 del 1975 (oggi sostituita da direttive più recenti), la quale, nell'art.3, imponeva di promuovere la riduzione dei rifiuti, il recupero e il riuso e all'art. 7 la "razionalizzazione" della raccolta, della cernita e del trattamento.

In attuazione di tale direttiva, il DPR 915 del 1982 stabiliva degli obblighi relativi al riciclo, al riuso e al recupero.

La legge 475 del 1988 fu più specifica, istituendo una serie di consorzi obbligatori per il riciclo e

imponendo esplicitamente la raccolta differenziata dei rifiuti solidi urbani.

Alcuni esempi di raccolta differenziata risalgono già agli anni immediatamente successivi, ma nella maggior parte del territorio nazionale la raccolta differenziata è partita con maggior ritardo.

Nel 2009 è stato previsto l'obbligo per tutti i Comuni di raccogliere in maniera differenziata almeno il 35% dei rifiuti.

Paese/Raggruppamento	2009	2010	2011
UNIONE EUROPEA (27 SM)	254.915	254.406	251.993
UNIONE EUROPEA (15 SM)	217.830	218.114	216.271
NUOVI STATI MEMBRI	37.086	36.293	35.722
Belgio	5.274	5.067	5.125
Bulgaria	3.561	3.091	2.753
Repubblica Ceca	3.310	3.334	3.358
Danimarca	3.827	3.732 (e)	4.001
Germania	48.466	49.237	48.805 (e)
Estonia	452	406	399
Irlanda	2.953	2.846	2.850 (s)
Grecia	5.154	5.892	5.607
Spagna	25.108	24.664 (e)	24.500 (s)
Francia	34.504	34.535 (e)	34.336 (e)
Italia	32.110	32.479	31.386
Cipro	589	572	560 (e)
Lettonia	753	680	721
Lituania	1.206	1.253	1.339 (e)
Lussemburgo	338	344	356 (e)
Ungheria	4.312	4.033	3.809
Malta	268	249	243
Paesi Bassi	10.123	9.851	9.947
Austria	4.921	4.678	4.650 (s)
Polonia	12.053 (e)	12.032 (e)	12.129 (e)
Portogallo	5.496	5.457	5.139 (e)
Romania	7.768 (e)	7.830 (e)	7.800 (s)
Slovenia	1.069	1.004	844
Slovacchia	1.745	1.809	1.767
Finlandia	2.562	2.519	2.719
Svezia	4.486	4.364	4.350
Regno Unito	32.507	32.450 (s)	32.500 (s)
PAESI COLLEGATI			
Islanda	177 (s)	182 (s)	182 (s)
Norvegia	2.269	2.295	2.392
Svizzera	5.461	5.565	5.478
Croazia	1.743	1.630	1.645
Ex Repubblica iugoslava di Macedonia	726 (e)	721 (e)	735
Serbia	2.636	2.625	2.618
Turchia	30.196 (e)	29.733	29.300 (s)
Bosnia-Erzegovina	1.493	1.550 (s)	1.575 (s)

Tabella 1 - Produzione di rifiuti urbani nell'UE e nei Paesi collegati (kt) anni 2009-2011 (elaborazioni ISPRA su dati Eurostat)

Come mostrato in Tabella 1, ad oggi, in Italia, la discarica rimane il principale metodo di smaltimento dei rifiuti, “accogliendo” più del 50% dei rifiuti prodotti dalla popolazione.

Al fine di evitare il più possibile le emissioni e non rappresentare quindi un'importante fonte di inquinamento, la discarica deve essere adeguatamente progettata secondo tutte le relative norme di legge.

In particolare, le discariche moderne devono avere una specifica struttura a barriera geologica (Figura 1) in modo tale da isolare i rifiuti dal terreno rispettando quindi tutti gli standard atmosferici e igienici, e anche da consentire, ove permesso, di riutilizzare il biogas prodotto.

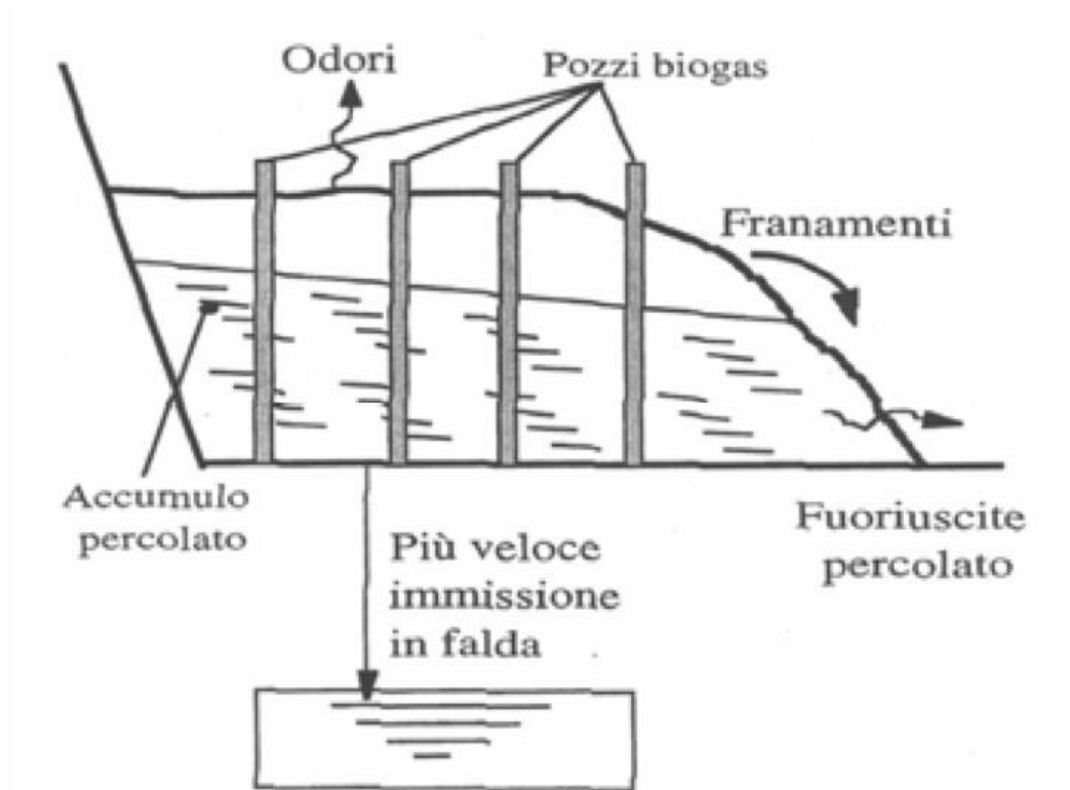


Figura 1 – Un esempio di discarica a barriera geologica

La struttura di una discarica è del tipo a “deposito sotterraneo”, cioè costituita, dal basso verso l'alto nel modo indicato in Figura 2:

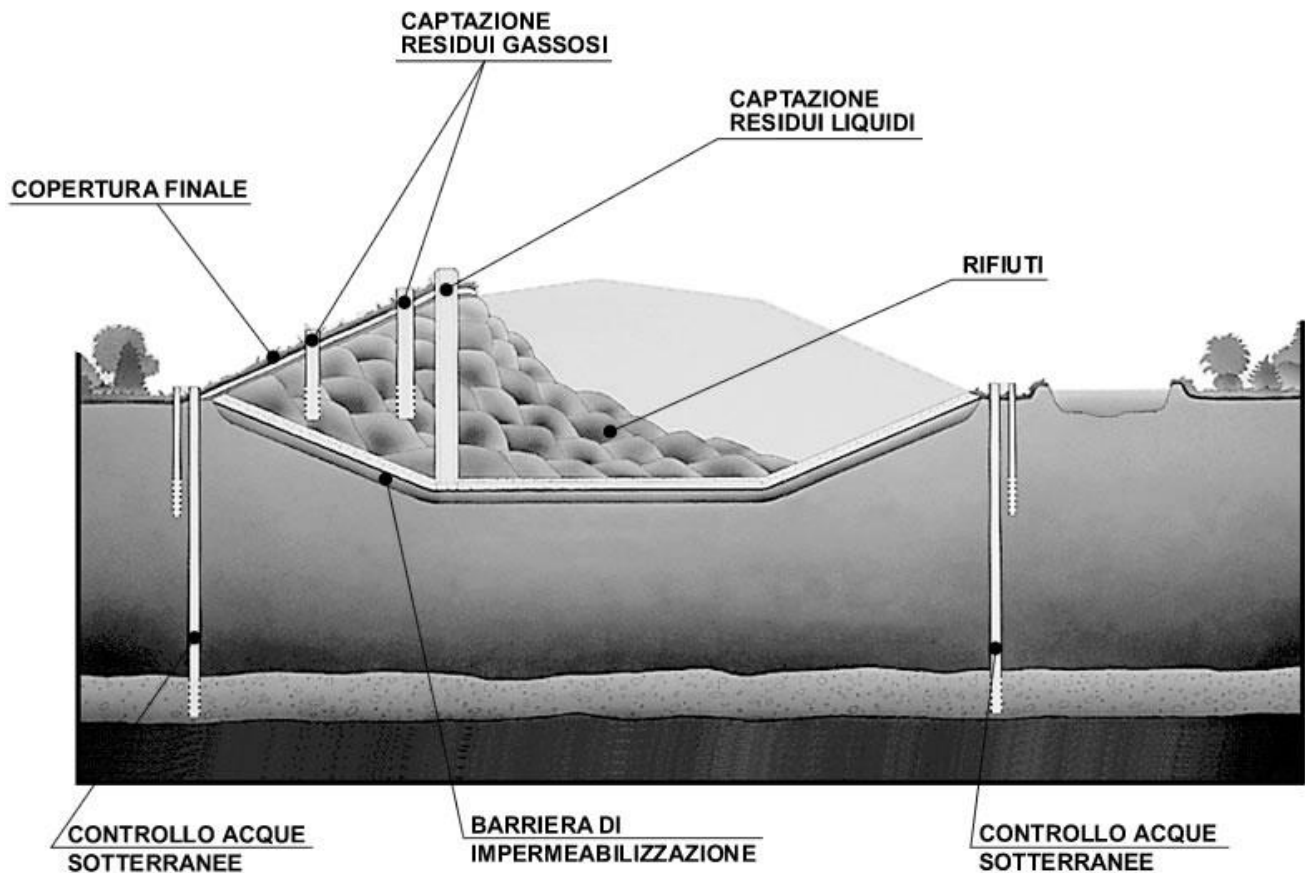


Figura 2 - Tipico schema di discarica a deposito sotterraneo

- un terreno di fondazione e sottofondo della discarica;
- una barriera di impermeabilizzazione sul fondo e sui fianchi, costituita da geo-membrane per impedire la fuoriuscita del percolato;
- l'ammasso dei rifiuti in strati compattati;
- le coperture tra i vari strati;
- un sistema per la captazione del biogas;
- la copertura finale provvista di piante.

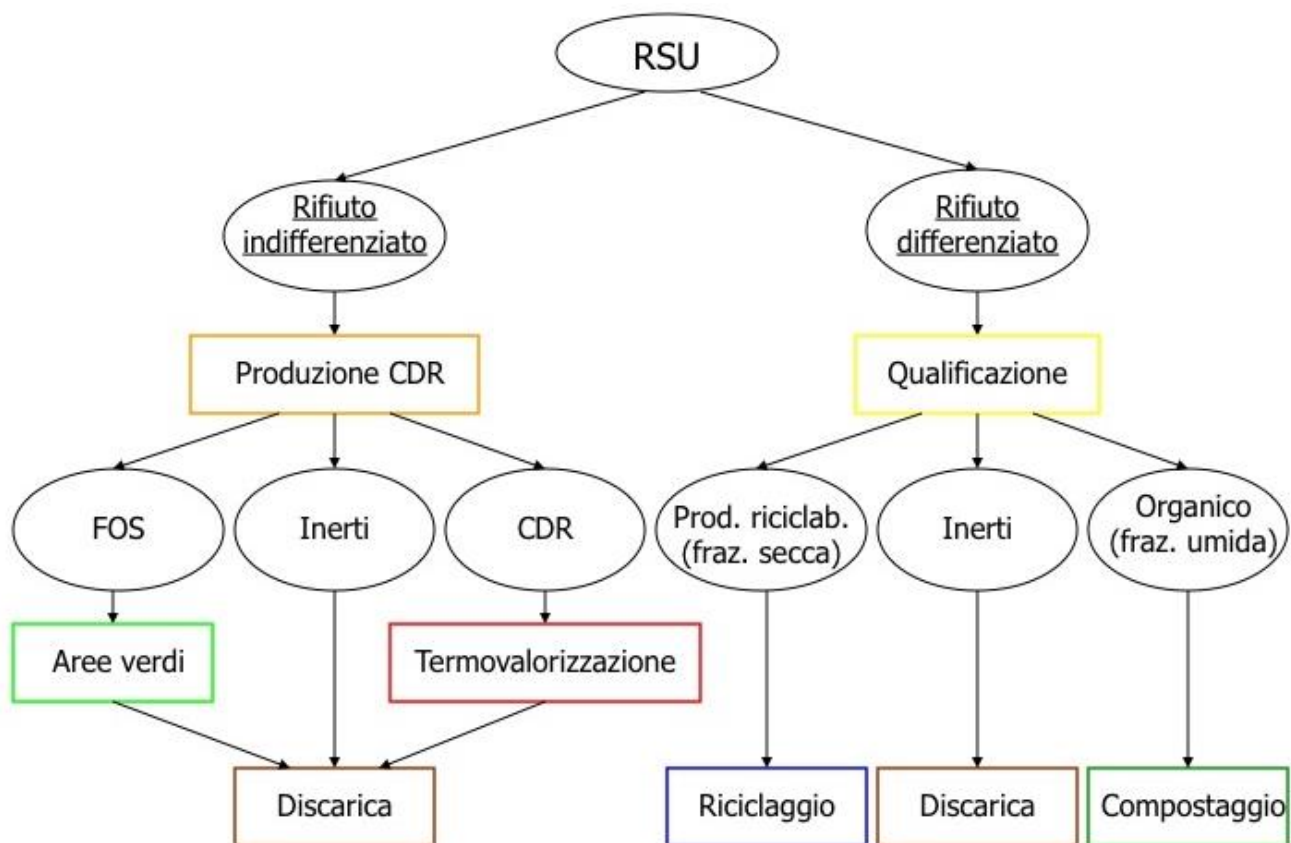


Figura 3 - Rappresentazione schematica del processo dei rifiuti solidi urbani

Come si può vedere in Figura 3, la discarica rappresenta il metodo di smaltimento ultimo sia per i rifiuti differenziabili che per quelli indifferenziabili, dopo appositi trattamenti atti a ridurre il volume e il potenziale inquinante.

Per quanto riguarda gli indifferenziati, questi possono seguire diversi casi.

In genere gli indifferenziati, fatta eccezione per gli inerti, che normalmente hanno una provenienza diversa e ben distinta (residui di cave, materiali di costruzioni, ecc.), sono sottoposti ad un processo di separazione che ha la funzione di suddividerli in base ai processi applicabili alle diverse frazioni. In particolare la separazione ha la funzione di separare il “secco”, definito come “CDR” (Combustibile Da Rifiuto), che può essere destinato ad un processo di termovalorizzazione, dalla frazione “umida” ad elevato contenuto organico, che può essere

sottoposto ad un processo meccanico-biologico di stabilizzazione per la produzione del cosiddetto “FOS” (Frazione Organica Stabilizzata).

La FOS dunque è il risultato di un processo d'igienizzazione e stabilizzazione (maturazione-ossidazione) della componente organica dei Rifiuti Solidi Urbani; essa è normalmente utilizzata per la copertura delle discariche, da sola o miscelata con il terreno.

È importante effettuare un trattamento di compostaggio o meccanico-biologico prima del conferimento in discarica. Il trattamento meccanico-biologico è una tecnologia di trattamento a freddo dei rifiuti indifferenziati che sfrutta l'abbinamento di processi meccanici a processi biologici quali la digestione anaerobica e il compostaggio. Appositi macchinari separano la frazione umida (l'organico da bioessicare) dalla frazione secca (carta, plastica, vetro, inerti ecc.); quest'ultima frazione può essere in parte riciclata oppure usata per produrre combustibile derivato dai rifiuti (CDR) destinato a termovalorizzazione.

Con il termine termovalorizzazione si intende quel processo in cui gli impianti non si limitano ad incenerire i rifiuti indifferenziati, ma utilizzano il calore che si sviluppa dalla loro combustione per produrre energia elettrica e, in presenza di una rete di teleriscaldamento che possa sfruttarla, anche energia termica. Il termovalorizzatore è quindi un impianto in cui, attraverso la combustione, si recupera l'energia contenuta nei rifiuti.

Con questi due processi è possibile ridurre il volume dei rifiuti rispettivamente del 50% per la stabilizzazione e del 20% per la termovalorizzazione.

Apposite norme tecniche (D.M. 5/2/98) prevedono che, per la classificazione come CDR, il rifiuto combustibile debba rispondere a precisi requisiti. In particolare, il Potere Calorifico Inferiore minimo è stabilito in 15.000 kJ/kg e umidità massima del 25%.

Per i rifiuti differenziati, a maggior ragione, sono particolarmente vantaggiosi i processi di qualificazione, anziché lo smaltimento in discarica.

In particolare, la separazione dei materiali “riciclabili” quali carta, vetro o plastica consente il loro riutilizzo, previa opportune operazioni di selezione, separazione ed eventuale trattamento.

La frazione organica separata all'origine ("umido") può invece essere sottoposta ad altri processi di qualificazione, quali il compostaggio o la digestione anaerobica, per la produzione rispettivamente di materiale fertilizzante compostato o biogas.

Gli art. 17 legge 18 Maggio 89 n.183 – art. 2,3 DPR 8/9/97 n. 357 – art. 21 d. lgs. 11/05/99 n. 152 – art. 146 d. lgs. 29/10/99 n. 490 individuano la precisa localizzazione di una discarica nel rispetto degli standard territoriali ed ambientali.

La discarica non potrà essere presente:

- in corrispondenza di doline, inghiottitoi o altre forme di carsismo superficiale;
- in aree dove i processi geologici superficiali quali l'erosione accelerata, le frane, l'instabilità dei pendii, le migrazioni degli alvei fluviali potrebbero compromettere l'integrità della discarica;
- in aree esondabili, instabili e alluvionabili; deve, al riguardo, essere presa come riferimento la piena con tempo di ritorno minimo pari a 50 anni. Le regioni definiscono eventuali modifiche al valore da adottare per il tempo di ritorno sopra riportato in accordo con l'Autorità di bacino laddove costituita;
- in aree naturali protette sottoposte a misure di salvaguardia ai sensi dell'articolo 6, comma 3 della legge 6 dicembre 1991, n. 394.

Ciò nonostante devono essere valutati altri parametri di accettabilità in relazione alle seguenti caratteristiche:

- distanza dai centri abitati;
- fascia di rispetto da strade, autostrade, gasdotti, oleodotti, elettrodotti, cimiteri, ferrovie, beni militari;

Risulteranno quindi privilegiate le aree degradate o da risanare sotto il profilo paesaggistico (Heaney et al., 2011).

Terminato il ciclo di vita della discarica, essa viene considerata totalmente chiusa solo dopo un'ispezione finale; tuttavia il gestore ne risulta responsabile anche dopo la chiusura ed è obbligato al controllo e alla gestione per tutto il tempo in cui la discarica comporterà un rischio per l'ambiente.

2.2 Il problema delle emissioni di biogas da discarica

Le discariche sono sorgenti significative di metano e diossido di carbonio nonché di altri composti organici non metanici ma comunque volatili, reattivi e pericolosi (Kumar et al., 2004).

Durante la decomposizione anaerobica delle sostanze organiche presenti nei rifiuti di discarica gli zuccheri e i grassi, inizialmente formati, vengono ridotti ai loro componenti più semplici (rispettivamente zuccheri semplici e acidi grassi) per poi trasformarsi in acidi volatili (prevalentemente acido acetico) ed, infine, a CH_4 e CO_2 che sono i componenti principali del biogas (costituendone in generale oltre il 99%) (Di Bella et al., 2011). Discorso simile vale per le proteine che, dopo essere ridotte agli amminoacidi costituenti, vanno a formare CH_4 e CO_2 o altri composti amminici tra cui anche composti odorigeni (cfr. par. 2.3). Una rappresentazione schematica della decomposizione delle sostanze organiche è mostrata in Figura 4.

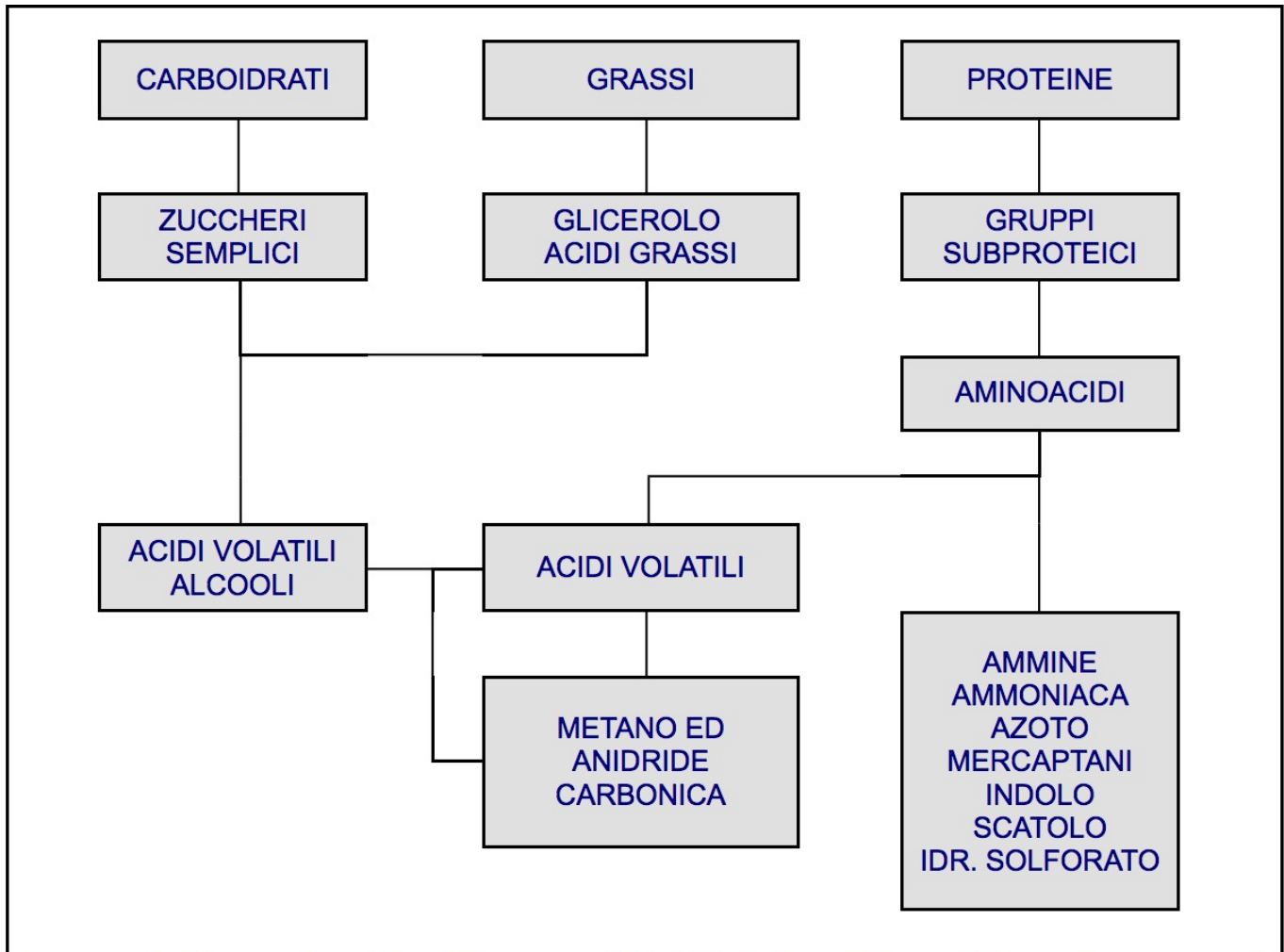


Figura 4 - Rappresentazione schematica dei successivi stati di demolizione della sostanza organica durante il processo di fermentazione anaerobica

La produzione di biogas in discarica è suddivisa in due fasi fondamentali:

- una prima fase aerobica transitoria, in cui, grazie alla presenza di ossigeno, si ha un aumento della mineralizzazione delle sostanze organiche, con conseguente produzione di CO_2 e H_2O . Questa fase viene preceduta da una rapida degradazione dei rifiuti che, in base alla profondità e alla compattazione degli strati, può durare da alcune ore a qualche giorno.
- una fase anaerobica distribuita in una prima fase acida, seguita da una metanigena, in cui, una volta esaurito l'ossigeno, vengono prodotti, seppur molto più lentamente e con una trasformazione incompleta, CO_2 e CH_4 .

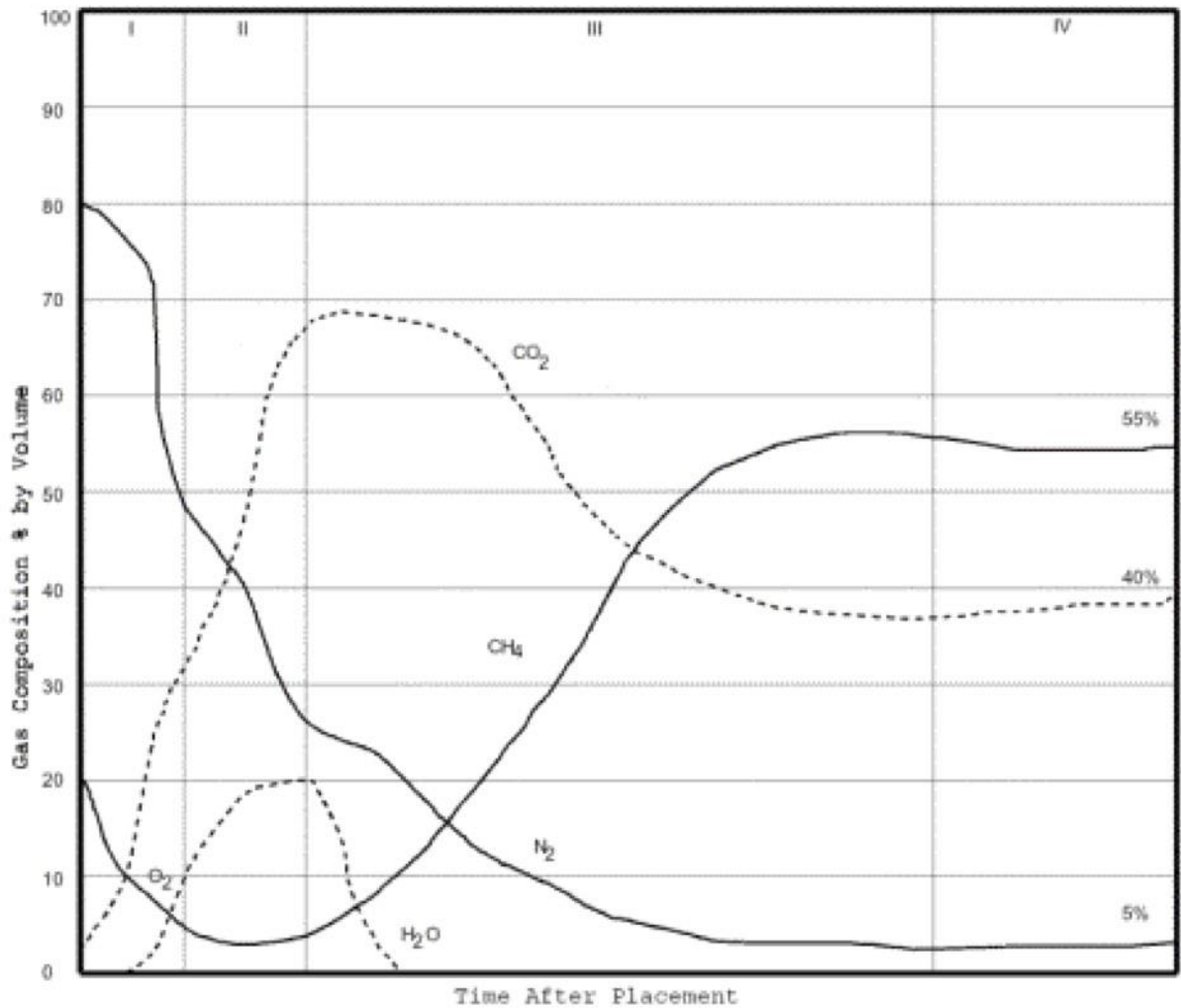


Figura 5 - Grafico indicativo della fermentazione dei rifiuti

In Figura 5 appare visibile come, durante le varie fasi di formazione, si ha una modificazione sia della velocità di formazione che della composizione del biogas.

Composizione media del biogas

Elemento chimico	Formula chimica	Concentrazione
Metano	CH ₄	50 - 75 Vol.-%
Anidride carbonica	CO ₂	25 - 45 Vol.-%
Vapore acqueo	H ₂ O	2 - 7 Vol.-%
Ossigeno	O ₂	< 2 Vol.-%
Azoto	N ₂	< 2 Vol.-%
Ammoniaca	NH ₃	< 1 Vol.-%
Idrogeno	H ₂	< 1 Vol.-%
Acido solfidrico	H ₂ S	20 – 20.000 ppm

(ppm: Parts per Million ; Vol.-%: volumetrischer Raumanteil)

Tabella 2 - Composizione del biogas da discarica

Per quanto riguarda l'impatto ambientale associato al biogas, è di fondamentale importanza l'emissione di CO₂ e CH₄ in atmosfera. Come si può vedere in Tabella 2, questi sono gli elementi più importanti del biogas, costituendone quasi il 99%. Entrambi i gas sono classificati come GHG (GreenHouse Gas o gas serra) e responsabili dell'effetto serra (Zuberi e Ali, 2015).

Il potenziale di riscaldamento globale (GWP) è la misura di quanto una molecola di un certo gas serra (biossido di carbonio, metano, protossido d'azoto, idrofluorocarburi, perfluorocarburi ed esafluoruro di zolfo) contribuisce all'effetto serra; l'indice si basa su una scala relativa che confronta ogni gas con la CO₂, il cui GWP ha per definizione il valore 1. Il valore del GWP è valido entro un certo intervallo di tempo, e può quindi cambiare nel medio periodo; il GWP di una certa molecola dipende infatti dall'intervallo di tempo rispetto al quale è stato calcolato. Così, il metano ha un GWP pari a 25 nell'arco dei cento anni ma pari a 72 nell'arco dei vent'anni, come illustrato in Tabella 3.

GAS	GWP – 20 ANNI	GWP – 100 ANNI	GWP – 500 ANNI
Biossido di carbonio (CO ₂)	1	1	1
Metano (CH ₄)	72	25	7,6
Protossido d'azoto (N ₂ O)	289	298	153
Idrofluorocarburo (HFC-23)	12.000	14.800	12.200
Idrofluorocarburo (HFC-125)	6.350	3.500	1.100
Perfluorocarburo (PFC-14)	5.210	7.390	11.200
Perfluorocarburo (PFC-116)	8.630	12.200	18.200
Esafluoruro di zolfo (SF ₆)	16.300	22.800	32.600

Fonte: IPCC (2007)

Tabella 3 - Potenziale di riscaldamento globale di alcuni gas serra

Solo in Italia, le discariche sono responsabili del 30% delle emissioni di metano da attività produttive che, in termini assoluti, corrispondono a 11 milioni di tonnellate di CO₂.

Negli ultimi anni la concentrazione di CH₄ all'interno dell'atmosfera è aumentata del 158% rispetto ai livelli pre-industriali; rapporto decisamente superiore a quello della CO₂, aumentata “solo” del 38% (World Meteorological Organization, 2013).

Nonostante le leggi europee e quella italiana obblighino gli Stati ad eliminare il 100% delle fuoriuscite di biogas dalle discariche per motivi ambientali, sanitari e di sicurezza, in molti casi, almeno un 25% del gas sfugge dalle discariche.

Il problema con il metano è, sostanzialmente, il *feedback*: il metano produce riscaldamento globale e quindi l'aumento delle temperature, infatti alle latitudini artiche comporta lo scioglimento del permafrost (il terreno perennemente gelato) il quale, di conseguenza, rilascia metano nell'atmosfera alimentando il ciclo.

Il biogas, a causa del suo elevato contenuto di CH₄, ha un buon potere calorifico, variabile tra 10 e 27 MJ/m³ in funzione del contenuto di metano nel biogas, e può quindi essere

convenientemente utilizzato a scopo energetico per combustione diretta in caldaia (produzione di calore), in motori a combustione interna accoppiati a generatori elettrici (produzione di energia elettrica e calore) (Caresana F. et al., 2011)

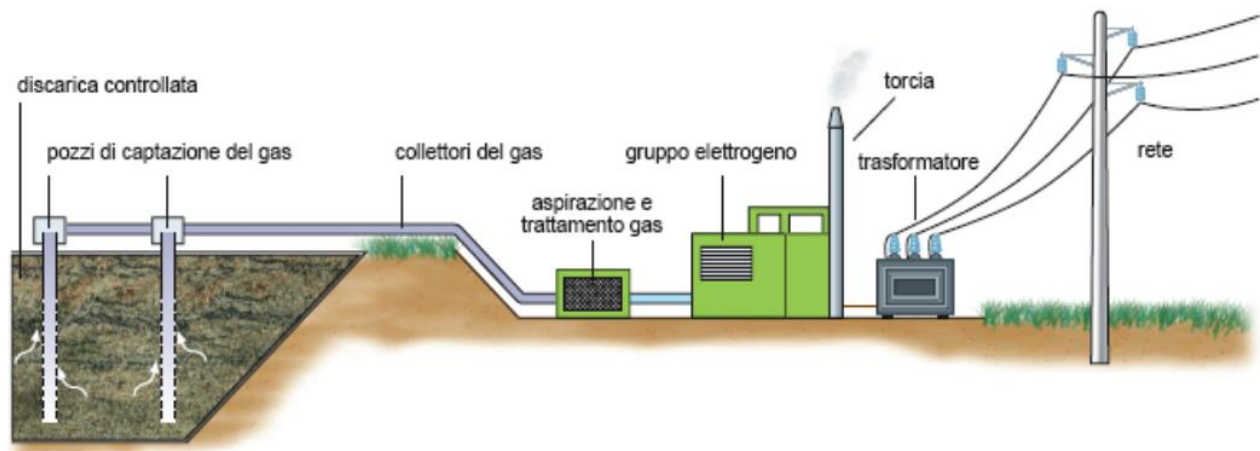


Figura 6 - Schema di un impianto di produzione di energia elettrica da biogas di discarica

Come mostrato in Figura 6, un impianto di produzione di energia elettrica da biogas è così suddiviso:

- estrazione del biogas attraverso pozzi di captazione, collettori, linee di trasporto, ecc.
- linee di aspirazione e condizionamento del biogas quali collettori generali, separatori di condensa, filtri, aspiratori, ecc.
- produzione di energia elettrica, attraverso gruppi elettrogeni.
- torcia: utile per il biogas non portato a combustione nella sezione di produzione energetica.

L'utilizzo del biogas prodotto dalle discariche rappresenta un'importante opportunità sia energetica che ambientale. Considerando che la produzione teorica media di biogas si aggira intorno a $200 \text{ Nm}^3/\text{t}$ di rifiuto (Iaboni V., 2012) e che il processo si compie in ca. 20 anni, esistono grandi margini di potenzialità sfruttabili nelle discariche italiane.

2.3 Il problema degli odori in discarica

L'inquinamento odorigeno, cioè l'immissione di sostanze inquinanti in atmosfera anche se non direttamente nocive alla salute ma caratterizzate da odore sgradevole o molto intenso (tra cui emissioni da discarica, ma anche da allevamenti, ecc.), è una delle cause più importanti di “disagio ambientale”, in quanto, oltre ad essere responsabile del significativo abbassamento della godibilità dell'ambiente, tanto abitativo quanto lavorativo, è anche fonte di malessere psicofisico e di conseguente peggioramento della qualità della vita (Palmiotto et al., 2014).

L'aria ambiente contiene una miscela variegata di composti odorigeni provenienti da varie attività umane, sia commerciali che industriali. Nonostante questi composti non debbano essere necessariamente associati ad un rischio tossicologico per la salute umana in quanto molto pochi risultano essere pericolosi per via della scarsa concentrazione, essi possono comunque provocare alterazioni psico-fisiche in alcuni individui a causa dell'esposizione ad odori (Schiffman et al., 1995).

Non esiste in Italia una vera e propria normativa nazionale che affronti il problema delle emissioni odorigene.

Ci si rifà al testo unico sull'ambiente che, nei D.lgs 152/06 e D.lgs 152 all'art.268, definisce l'inquinamento atmosferico recitando nella sezione “Norme in materia di tutela dell'aria e di riduzione delle emissioni in atmosfera” : *“ogni modificazione dell'aria atmosferica, dovuta alla introduzione nella stessa di una o più sostanze o più sostanze in quantità e con caratteristiche tali da ledere o da costituire un pericolo per la salute umana o per la qualità dell'ambiente oppure da ledere i beni materiali o compromettere gli usi legittimi dell'ambiente”*.

Vale la pena di sottolineare come l'esposizione ad odori possa provocare malesseri più o meno gravi, quali cefalea, vomito, ipersalivazione, disturbi del sonno, del sistema nervoso o gastrici, ecc.

Tutti questi effetti possono verificarsi anche in presenza di odori ritenuti “piacevoli”, soprattutto se l'esposizione risulta prolungata nel tempo e di intensità elevata.

Per quanto riguarda la normativa nazionale, il decreto legislativo n. 36 del 13 gennaio 2003 relativo alle discariche di rifiuti cerca di stabilire procedure e criteri al fine di una corretta progettazione e gestione della stessa, in modo da minimizzare l'impatto ambientale e, di conseguenza, affrontando il problema odori più o meno direttamente.

Nell'Allegato numero 1 si fa riferimento, nella prima parte, agli impianti di discarica per rifiuti inerti per i quali *“devono essere previsti sistemi e/o misure atte a ridurre al minimo i disturbi ed i rischi provenienti dalla discarica e causati da: emissione di odori e polvere; ecc.”*.

Nella seconda parte dell'allegato vengono citati gli impianti per rifiuti pericolosi e non, affermando che entrambi devono essere dotati di un sistema di captazione di biogas in quanto *“la gestione del biogas deve essere condotta in modo tale da ridurre al minimo il rischio per l'ambiente e per la salute umana: l'obiettivo è quello di non far percepire la presenza della discarica al di fuori di una ristretta fascia di rispetto”*. Nonostante non ci sia un riferimento preciso e diretto alle emissioni di odore, si può capire come questo sia un importante problema da tenere in considerazione.

Inoltre l'allegato cita l'odore tra le cause più importanti dei disturbi provocati dalla presenza di una discarica, identificando il biogas come sorgente di emissioni di odore in una discarica: *“Il gestore degli impianti di discarica per rifiuti non pericolosi e pericolosi deve adottare misure idonee a ridurre al minimo i disturbi ed i rischi provenienti dalla discarica e causati da: emissioni di odori, essenzialmente dovuti al gas di discarica; ecc.”*.

Da segnalare come la “copertura giornaliera dei rifiuti” (cfr. par. 2.2) sia un'operazione dettata proprio al fine di evitare queste “emanazioni moleste”; questa deve infatti essere effettuata proprio allo scopo di limitare *“la dispersione eolica, l'accesso ai volatili e l'emissione di odori”*.

In quest'ottica è importante considerare anche le modalità di raccolta dei rifiuti. In particolare i rifiuti urbani, recuperati al massimo due volte a settimana, possono rimanere all'interno dei cassonetti per giorni. Quando esposti a raggi solari e/o temperature estive che arrivano a sfiorare i 50°C, all'interno dei cassonetti viene favorita la reazione di degradazione microbiologica anaerobica con conseguente produzione di composti maleodoranti.

Una volta conferiti in discarica, i rifiuti putrescibili vengono dirottati nelle stazioni di trasferimento dove, rimanendo stoccati fino a qualche giorno, continua il processo di decomposizione microbiologica, originando la presenza e l'emissione di composti odorigeni.

Gli odori associati al rifiuto “fresco” (il rifiuto appena conferito in discarica) sono prevalentemente caratterizzati dalla presenza di composti ossigenati (aldeidi, chetoni, esteri, alcoli) e aromatici, al contrario di quelli più datati (rifiuti più decomposti, il cui processo di putrefazione è più avanzato) dominati dall'emissione di composti ridotti dello zolfo (H_2S e mercaptani) oltre che NH_3 , ecc.

Una volta conferiti in discarica, i rifiuti vengono ammassati creando degli spazi vuoti in cui è presente ossigeno, dando luogo ad una decomposizione aerobica, in cui i materiali biodegradabili reagiscono molto velocemente portando alla formazione di CO_2 , H_2O e altri sottoprodotti. Tuttavia, il conseguente impoverimento di O_2 porta ad una decomposizione anaerobica che risulta quella dominante all'interno della discarica, nonché la più importante per quanto riguarda la formazione del biogas.

Nonostante i principali componenti del biogas siano, sostanzialmente, inodori (CH_4 e CO_2 , capitolo 2.2), le caratteristiche odorigene del biogas sono dovute a oltre 300 composti presenti in tracce tipicamente caratterizzati da bassissimi valori di soglia olfattiva (Mc Kendry et al., 2002; Fang et al., 2012).

Composto Odorigeno	Concentrazione (mg/m^3)
Acido Butanoico	0,1-210
Butil Mercaptano	0,01-16,1
Disolfuro Dietilico	0,1-1,0
Disolfuro Dimetilico	0,02-40
Solfuro Dimetilico	0,02-135
Etil Mercaptano	0,1-120
Metil Mercaptano	0,005-430
Etil Butanoato	0,1-350
Solfuro di Idrogeno	0,0005-150
Metil Butanoato	0,2-125
Propil Mercaptano	0,05-2,1
Xylene	0,0015-1100

Tabella 4 - Concentrazione dei principali composti odorigeni presenti nel biogas da discarica

In Tabella 4 sono riportati gli intervalli di concentrazione tipici di alcuni dei composti più odorigeni presenti nel biogas e caratterizzati da soglie di percezione molto basse. E' possibile sottolineare che i tipici odori di discarica sono associati prevalentemente ai composti contenenti zolfo, in particolare, solfuri, mercaptani e H₂S.

La forza motrice dovuta alla natura mobile del biogas e alla sua generazione ne causa il movimento attraverso la massa dei rifiuti, con conseguente fuoriuscita dalla superficie della discarica. Il fenomeno dell'emissione di biogas può essere controllato mediante la captazione dello stesso. Tuttavia, i sistemi di captazione del biogas non sempre sono efficienti, a causa di diversi fattori, legati ad esempio al posizionamento dei pozzi di captazione. In ogni caso, anche nelle situazioni più "virtuose", raramente si riscontrano sistemi di captazione con efficienza maggiore del 90%.

La copertura giornaliera, l'estensione del sistema di captazione del biogas, la ripidezza dei pendii e la difficoltà di posizionamento dei pozzi di captazione in prossimità della cima dei fianchi della discarica sono combinazioni che costituiscono un'importante fonte di fuga di biogas e, di conseguenza, una significativa sorgente di odore (Boda B., 2002; El Fadel M. et al., 1997; Mc Kendry et al., 2002).

Per tutti i motivi sopra descritti, l'identificazione, la caratterizzazione e la quantificazione delle emissioni odorigene sono elementi di grande interesse ambientale nell'ambito del controllo della qualità dell'aria e della tutela della popolazione.

Lo sviluppo dell'olfattometria dinamica ha permesso di realizzare un notevole balzo in avanti nell'ambito dell'oggettivazione della sensazione olfattiva, consentendo di quantificare le emissioni odorigene in termini di concentrazione di odore (ou_e/m³) ossia di numero di diluizioni necessarie per portare il campione odorigeno al suo livello di soglia olfattiva (Romain et al., 2008).

Pur tuttavia, la determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica non è sufficiente alla caratterizzazione di un'emissione: è indispensabile infatti anche considerare

la portata gassosa associata all'emissione, per cui il parametro necessario a quantificare un'emissione è in realtà la cosiddetta portata di odore (OER – Odor Emission Rate), espressa in ou_e/s .

Tale parametro è relativamente facile da determinare nel caso di sorgenti puntuali (camini), mentre nel caso di sorgenti areali passive, quali ad esempio vasche di depurazione o cumuli di rifiuti, questa determinazione può risultare estremamente complicata.

Ancora più critico è il caso delle superfici di discarica, che non possono essere considerate propriamente “passive”, poiché attraversate da un flusso, seppur piccolo, di biogas, e per le quali non esiste una metodologia codificata e universalmente condivisa per la determinazione delle emissioni di odore.

3. Quantificazione delle emissioni di odore da discarica

3.1 Approcci per la stima delle emissioni di odore

Come spiegato nel paragrafo 2.3, le emissioni di odore da discarica sono legate principalmente all'emissione del biogas non captato attraverso la superficie della discarica stessa.

Come precedentemente accennato, non esiste una metodologia codificata e universalmente accettata per la valutazione delle emissioni da discarica.

Il presente lavoro di tesi si inserisce propriamente in quest'ambito, proponendo e mettendo a confronto tre diversi approcci per la stima delle emissioni di odore e quindi la determinazione dell'OER relativo a superfici di discarica.

I diversi approcci studiati sono di seguito elencati:

- I) Modelli per la stima della quantità di CH₄/biogas generato (paragrafo 3.2). Il risultato dei modelli in questione sarà la valutazione del metano prodotto. Una volta noto questo valore è possibile valutare la quantità di biogas prodotta conoscendo la percentuale di metano all'interno di essa. Calcolata la quantità di biogas prodotto, si può ottenere la quantità di biogas emesso con la formula:

$$Q_{biogas_{emesso}} = Q_{biogas_{prodotto}} - Q_{biogas_{captato}}$$

Da qui è possibile calcolare l'OER (Odor Emission Rate), moltiplicando la portata di biogas emesso per un valore di concentrazione di odore del biogas stesso.

$$OER_{discarica} = Q_{biogas_{emesso}} * c_{od}$$

- II) Misure sul campo per una stima diretta del CH₄. Al fine di misurare direttamente sul

campo le emissioni di CH₄ dalla superficie di discarica è necessario adottare dei metodi di campionamento specifici. Oggetto di questa tesi è anche la verifica di sistemi di campionamento opportunamente progettati allo scopo (si veda paragrafo 3.3).

Una volta misurata la quantità di CH₄ emessa, la portata di biogas può essere ricavata sulla base della concentrazione di CH₄ all'interno del biogas. Tale dato è generalmente disponibile poiché influenza in maniera diretta il potere calorifico del biogas estratto. Successivamente è possibile calcolare l'OER utilizzando la stessa formula dell'approccio I, e quindi moltiplicando la portata di biogas per la concentrazione di odore.

$$OER_{discarica} = Q_{biogasemesso} * C_{od}$$

- III) Misure di odore direttamente sul campo. Questo approccio prevede di effettuare delle misure sul campo specifiche per la misura diretta dell'odore. In particolare la grandezza misurata è la concentrazione di odore, dalla quale è possibile poi risalire all'OER attraverso opportuni bilanci materiali. Anche questo approccio richiede l'impiego di metodi di campionamento specifici (par. 3.3).

Una volta calcolato l'OER emesso dalla discarica, questo può essere usato come dato di input per l'applicazione di modelli di dispersione, al fine di valutare l'impatto odorigeno della discarica sul territorio come verrà discusso più approfonditamente più avanti (par. 3.5).

In particolare, nel presente lavoro di tesi, i diversi modelli emissivi saranno messi a confronto sulla base dell'esito dell'applicazione di un modello di dispersione.

3.2 Modelli per la stima della produzione di biogas

Nella letteratura tecnica sono proposti diversi modelli per stimare la produzione di biogas sulla base della qualità dei rifiuti e della cinetica di degradazione. I modelli per la produzione di biogas sono costituiti da una parte di carattere stechiometrico e un'altra di carattere cinetico-chimico;

sono quindi in grado di tener conto sia delle caratteristiche chimico-fisiche dei rifiuti, sia dell'attività di biodegradazione anaerobica ad opera dei microrganismi presenti nella discarica (Figueroa et al., 2008).

Tra i modelli utili per la stima della produzione di biogas si possono elencare i seguenti:

- BIO-5
- GasSim
- ADEME
- Tier II
- LandGEM

Nello specifico, in questo lavoro si è deciso di utilizzare il modello LandGEM, essendo questo il modello proposto dall'EPA nell'ambito del documento AP-42 per la stima di fattori di emissione da diverse realtà industriali, fra cui le discariche (Scharff et al., 2005, Aydi 2012, Kalantarifard e Yang 2012).

Il LandGEM (Landfill Gas Emissions Model) è un modello cinetico che utilizza un'interfaccia di Microsoft Excel per stimare la velocità di produzione del CH₄. A partire da quest'ultimo dato, conoscendo la composizione del biogas, il LandGEM consente altresì di stimare la produzione di CO₂ e dei composti non metanici prodotti all'interno di una discarica di rifiuti solidi urbani.

Il modello, rilasciato dall'EPA e scaricabile gratuitamente dal sito www.epa.gov, necessita dei dati di apertura della discarica, della quantità di rifiuti confluiti annualmente e dell'anno di chiusura previsto.

I parametri necessari per stimare le emissioni di metano, CO₂ e di altri 47 inquinanti atmosferici, possono essere inseriti dall'utente in base ai dati raccolti sul sito, oppure, qualora questi non fossero reperibili, si può fare uso di due set di valori standard contenuti nel database del programma, uno ricavato dal Clean Air Act (CAA) e uno da un database ricavato a partire dallo studio di numerose discariche americane (AP-42).

Il LandGEM è composto da nove finestre con interfaccia Microsoft Excel, così strutturate:

- INTRO: contiene una “overview” del modello e le note relative al suo utilizzo;
- USER INPUTS: permette di modificare i principali parametri del sistema, selezionare i componenti di interesse (LFG, CH₄, CO₂, NMOCs e altri 45 inquinanti atmosferici) e la quantità di rifiuti stoccati in discarica;
- POLLUTANTS: permette all'utente di modificare la concentrazione degli inquinanti e il peso molecolare, oltre alla possibilità di aggiungere altri 10 tipi di inquinanti;
- INPUT REVIEW: finestra per la revisione di tutti i parametri di input;
- METHANE: calcola le emissioni di CH₄ utilizzando un'equazione di decomposizione del primo ordine;
- RESULTS: riporta i tabulati delle emissioni selezionate in USER INPUTS, espressi in Mega-grammi per anno, metri cubi per anno e, eventualmente, in altre tre unità di misura (piedi cubici per minuto, piedi cubici per anno o short tons per anno);
- GRAPHS: riporta una riproduzione grafica di quanto ottenuto in RESULTS;
- INVENTORY: permette di visualizzare le emissioni di gas/inquinante per un singolo anno a scelta dell'utente;
- REPORT: permette all'utente di rivedere ed, eventualmente, stampare i parametri di input ed output presenti nel modello.

I due parametri di input necessari alla simulazione sono:

1. Il coefficiente k , che esprime la velocità di generazione del biogas, ed è funzione del contenuto di umidità del rifiuto, del pH, della temperatura e della disponibilità di sostanze nutrienti per i batteri metanigeni.
2. Il valore di L_0 , che esprime la capacità potenziale del rifiuto di generare metano, ed è funzione del contenuto di cellulosa e di sostanza organica nel rifiuto stesso.

Tali parametri di input sono dunque legati alla produttività massima ($t \rightarrow \infty$) di CH₄ del materiale presente in discarica, nonché ai fattori che influenzano la cinetica di decomposizione degli stessi.

Di seguito sono riportati alcuni possibili valori di k sulla base di quanto suggerito dall'EPA. Nella prima Tabella i valori di k sono indicati in funzione dei valori standard contenuti nel LandGEM, nella seconda in base alla piovosità e alla merceologia del rifiuto:

TIPO DI PARAMETRO	TIPO DI DISCARICA	VALORE DI K [YEAR⁻¹]
CAA	Convenzionale	0.05
CAA	Zona Arida	0.02
AP-42	Convenzionale	0.04
AP-42	Zona Arida	0.02
AP-42	Zona Umida(bioreattore)	0.7

Tabella 5 - Valori di k contenuti nel database del LandGEM

PRECIPITAZIONI ANNUE	RIFIUTI INERTI	RIFIUTI POCO DEGRADABILI	RIFIUTI DEGRADABILI
< 250 mm	0.01	0.01	0.03
> 250 to 500 mm	0.01	0.02	0.05
> 500 to 1000 mm	0.02	0.04	0.09
> 1000 to 2000 mm	0.02	0.06	0.11
> 2000 to 3000 mm	0.03	0.07	0.12
> 3000 mm	0.03	0.08	0.13

Tabella 6 - Valori di k in funzione di piovosità annua e tipo di rifiuto

Come già discusso precedentemente, nella Tabella 5 sono riportati i valori standard (rilasciati dall'EPA) contenuti nel database del programma. Questi potrebbero, però, non rispecchiare a pieno il sito studiato in quanto definire le condizioni climatiche della discarica potrebbe non essere un'indicazione sufficiente. Essendo nota invece la dipendenza del coefficiente k dal tipo di rifiuto e dalla sua umidità (quindi anche dalla piovosità della zona) sarebbe consigliabile rifarsi alla Tabella 6 in quanto dovrebbe comportare una stima più veritiera.

I rifiuti si possono distinguere come segue:

-Rifiuti inerti: materiali di scarto con basso o nullo tenore di carbonio organico degradabile (es.: metalli, vetro, plastica, ecc...);

-Rifiuti moderatamente degradabili: materiali con una frazione di carbonio organico degradabile che si decompone ad un ritmo moderato o lento (es.: carta, legno, gomma, ecc...);

-Rifiuti degradabili: materiali con elevata frazione di carbonio organico degradabile che si decompone in tempi relativamente brevi (es.: rifiuti alimentari, rifiuti da giardino, rifiuti da macelli, ecc...).

Per quanto riguarda la quantità di CH_4 generata all'interno della discarica è importante anche il valore del potenziale di capacità di produzione di metano del rifiuto, L_0 , altro parametro di input necessario al modello LandGEM. L_0 descrive la quantità massima di CH_4 generabile da una tonnellata di rifiuti fino alla completa decomposizione e ha un range che va dai 6 ai 270 m^3 su tonnellata di rifiuto. Diversamente dalla velocità di generazione, il potenziale dipende quasi totalmente dal tipo di rifiuto. Più alto sarà il contenuto organico secco del rifiuto, più alto sarà il valore di L_0 . Di seguito sono espressi diversi valori di L_0 catalogati in due tabelle.

Nella Tabella 7 sono riportati i valori standard presenti nel programma, mentre in Tabella 8 i valori di L_0 in funzione del tipo di rifiuto.

TIPO DI PARAMETRO	TIPO DI DISCARICA	VALORE DI L₀ [m³/Mg]
CAA	Convenzionale	170
CAA	Zona Arida	170
AP-42	Convenzionale	100
AP-42	Zona Arida	100
AP-42	Zona Umida (bioreattore)	96

Tabella 7 - Valori di L₀ contenuti nel database del LandGEM

TIPO DI RIFIUTO	VALORE DI L₀ [m³/Mg]
Rifiuti Inerti	20
Rifiuti moderatamente degradabili	120
Rifiuti degradabili	160

Tabella 8 - Valori di L₀ in funzione del tipo di rifiuto

Anche in questo caso, risulta valido il discorso fatto per il coefficiente k: una misura effettuata in situ può dare risultati più accurati rispetto ad altre assunzioni.

Il software in questione risulta essere un modello matematico semi-empirico e l'equazione utilizzata per stimare la produzione di CH₄ è basata su una cinetica di decomposizione del 1° ordine:

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 kL_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}}$$

Essendo:

Q_{CH_4} = Portata di metano generata all'anno t [$m^3/year$]

i = incremento annuale di 1

n = (anno del calcolo) – (primo anno di stoccaggio rifiuto)

j = incremento annuale di 0.1

k = velocità di generazione del metano [$year^{-1}$]

L_0 = potenziale di capacità di produzione del metano [m^3/Mg]

M_i = massa di rifiuti stoccata nell' i-esimo anno [Mg]

t_{ij} = età della j-esima sezione del rifiuto di massa M_i stoccato nell'i-esimo anno [anni decimali]

E' importante sottolineare come il modello LandGEM sia un modello per la valutazione della quantità di CH_4 prodotta, per cui non è direttamente applicabile alla stima delle emissioni da discarica, oggetto di questo lavoro di tesi.

Tuttavia, poiché le emissioni di biogas da superfici di discarica sono associate alla differenza tra biogas prodotto e biogas captato, nel caso in cui sia nota l'efficienza di captazione del biogas, nonché la percentuale di CH_4 nello stesso, sulla base dell'applicazione del modello LandGEM è possibile risalire alla quantità di biogas emesso.

Essendo l'obiettivo finale calcolare l'OER della discarica, la quantità di biogas emesso dalla discarica (calcolata solo indirettamente dal LandGEM) dovrà essere moltiplicata per la concentrazione di odore del biogas stesso (si veda capitolo 4.2).

3.3 Metodi di campionamento su superfici di discarica

3.3.1 Tipologie di sorgenti emissive

Altro aspetto di questo lavoro risulta essere la verifica di opportuni sistemi di campionamento su superfici di discarica, appositamente studiati e progettati nell'ambito di questo progetto di ricerca portato avanti presso il Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano. Di fatto, ad oggi non esistono linee guida universali in materia di campionamento dell'odore (Capelli et al., 2008), in particolare per quanto riguarda sorgenti di tipo areale (Capelli et al., 2013a).

In generale, le sorgenti si possono suddividere nelle seguenti tipologie:

- Sorgenti puntuali: caratterizzate da un'emissione puntiforme, convogliata in un'apertura ridotta (un condotto di ventilazione o, semplicemente, un camino);
- Sorgenti areali: caratterizzate da un flusso emissivo distribuito in maniera uniforme sulla superficie presa in considerazione. Queste ultime si dividono in attive, quando vi è la presenza di un flusso proprio uscente (es. cumuli areati, biofiltri), o passive (es. vasche di depurazione, cumuli non areati), in cui è il moto diffusivo o convettivo a determinare il flusso massivo.
- Sorgenti volumetriche: Le sorgenti volumetriche sono costituite principalmente da edifici dai quali fuoriescono degli odori, sia attraverso aperture appositamente create che da porte e finestre, oppure da impianti industriali che presentino delle perdite.

3.3.2 La normativa in materia

La normativa esistente in materia di campionamento da superfici di discarica riguarda nello specifico il campionamento di CH₄, mentre non esistono metodi definiti, né a livello locale, né internazionale, specifici per il campionamento di odore da questa tipologia di sorgente. Le normative esistenti, relative al campionamento di CH₄ da superfici di discarica sono:

- UK-EA
- US EPA

3.3.2.1 UK-EA

Uno dei metodi più diffusi per quanto riguarda il campionamento delle emissioni di biogas da superfici di discarica risulta essere quello indicato nella linea guida della normativa tecnica “*Guidance on monitoring landfill gas surface emission*”, redatto dall’UK-EA (Environment Agency), che divide la procedura di campionamento in tre *step* fondamentali.

Nella prima fase è necessario studiare accuratamente il luogo in esame, registrare e mappare le caratteristiche più importanti, dall’estensione allo storico della gestione dei rifiuti; e condurre condotta un’approfondita indagine, attraverso dei sopralluoghi specifici, al fine di stimare le zone con un’elevata emissione di metano, denominati hotspots, identificandoli sulla mappa del sito.

Lo strumento utilizzato per questa fase del lavoro è un FID portatile che consente di ottenere un primo valore indicativo della concentrazione di emissione della discarica. In alternativa all’utilizzo del FID può essere usato un analizzatore da campo all’infrarosso.

Nel secondo step è necessario dividere la superficie in piccole sezioni caratterizzate da proprietà simili, livelli di emissioni non troppo diversi, caratteristiche del suolo, ecc.; è sconsigliato procedere alle rilevazioni dopo forti piogge come con pressione atmosferica molto superiore o molto inferiore alla media, infatti in questi casi l’umidità del terreno e la pressione atmosferica tendono a non rendere veritiere le emissioni di metano (in molti casi queste risultano addirittura nulle).

Secondo quanto previsto dalla linea guida inglese, per valutare la velocità di emissione dei gas di discarica si utilizza una camera chiusa (Figura 7), non flussata, al cui interno vengono registrate le variazioni di concentrazione di metano. Questo metodo risulta molto semplice, quantitativo e ripetibile ed è sufficiente calcolare la media delle varie misure (hotspots compresi) e moltiplicarla per l’estensione del sito per avere una stima ragionevole del dato di emissione.

E’ la guida stessa a fornire precise indicazioni sul numero esatto di punti di campionamento, attraverso la seguente equazione (Kienbusch, 1986):

$$n=6+0.15*\sqrt{S}$$

Dove S rappresenta l'estensione del sito [m²] ed n il numero di campionamenti.

La guida prosegue descrivendo gli aspetti legati alle corrette modalità di esecuzione delle analisi:

-posizionamento corretto della cappa, in quanto il terreno non pianeggiante o il non corretto utilizzo della cappa, in particolare nel caso di terreno non pianeggiante, favorirebbero la fuoriuscita di gas.

-misurazione della concentrazione di metano all'interno della cappa tramite un FID per un tempo prestabilito.

-diagramma dell'andamento della concentrazione nel tempo.

-calcolo del flusso di metano.

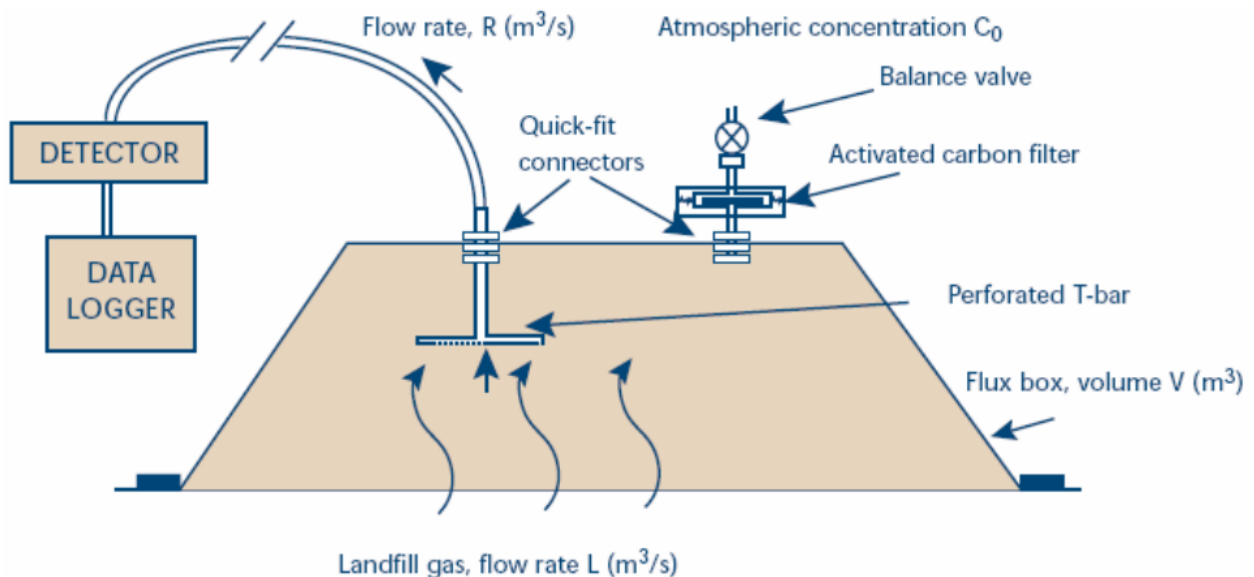


Figura 7 - Costruzione Flux Box secondo "Guidance on monitoring landfill gas surface emission"

Applicando questo metodo di campionamento il flusso di metano può essere calcolato come:

$$Q = \frac{V_{sb}}{S_{sb}} \frac{\partial c}{\partial t}$$

Dove:

Q=flusso di metano [mg/(m²*s)]

V_{sb}= volume della cappa [m³]

S_{sb}= superficie della cappa [m²]

∂c/∂t== variazione della concentrazione di metano nel tempo [mg/(m³*s)]

Mentre le prime due variabili risultano costanti, dipendendo dalla geometria del sistema, per il calcolo della terza, la normativa riporta la seguente formula:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{n \cdot \sum t \cdot c - (\sum t) \cdot (\sum c)}{n \cdot \sum t^2 - (\sum t)^2}$$

Con:

n=numero di misurazioni

t=tempo di ogni misurazione

c=concentrazione rilevata al tempo t

3.3.2.2 US-EPA

Un'altra linea guida più datata, ma ancora utilizzata, è quella redatta dall'US-EPA degli Stati Uniti d'America nel 1986, dal titolo "*Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber*". La guida premette fin dall'inizio che non esiste un unico metodo di campionamento, e paragona quelli che all'epoca erano gli studi scientifici più recenti, i protocolli da seguire e i casi studio. Il metodo della *flux box* indicato dall'EPA è utilizzabile per misurare il flusso emissivo di composti pericolosi provenienti prevalentemente da impianti di trattamento rifiuti.

A differenza della camera descritta nella guida inglese che è chiusa, generando al suo interno un aumento della concentrazione di CH₄ nel tempo, la *flux box* americana prevede un flussaggio di aria neutra. In questo modo, realizzando un numero sufficiente di ricambi all'interno della camera, all'uscita della stessa si dovrebbe misurare un valore costante di CH₄, funzione della portata inviata sotto cappa e che può essere correlato al flusso uscente dalla superficie monitorata mediante un semplice bilancio materiale (cfr. par. 3.3.1.1).

Lo strumento viene appoggiato sul terreno in modo che l'efflusso di biogas passi attraverso una superficie ben definita e delimitata dalle dimensioni della flux-box stessa. La concentrazione di idrocarburi presenti viene preferibilmente misurata in continuo (o in discreto, ma la prima via è da preferire). Per la prima volta nella normativa vengono riportati gli effetti delle condizioni meteo sull'efflusso: ad esempio l'umidità contenuta nel terreno in seguito ad una giornata di pioggia non ha influenza se la pioggia caduta è inferiore a 0,25 mm, mentre agisce da inibitore in seguito a precipitazioni superiori a 0,75 mm provocando una riduzione dell'emissione fino al 90%. Secondo la normativa sono poi necessari ben 7 giorni di sole affinché la situazione ritorni valutabile.

Ma la vera innovazione consiste nella descrizione dettagliata di un primo apparato sperimentale, il cui schema e spaccato vengono riportati in Figura 8.

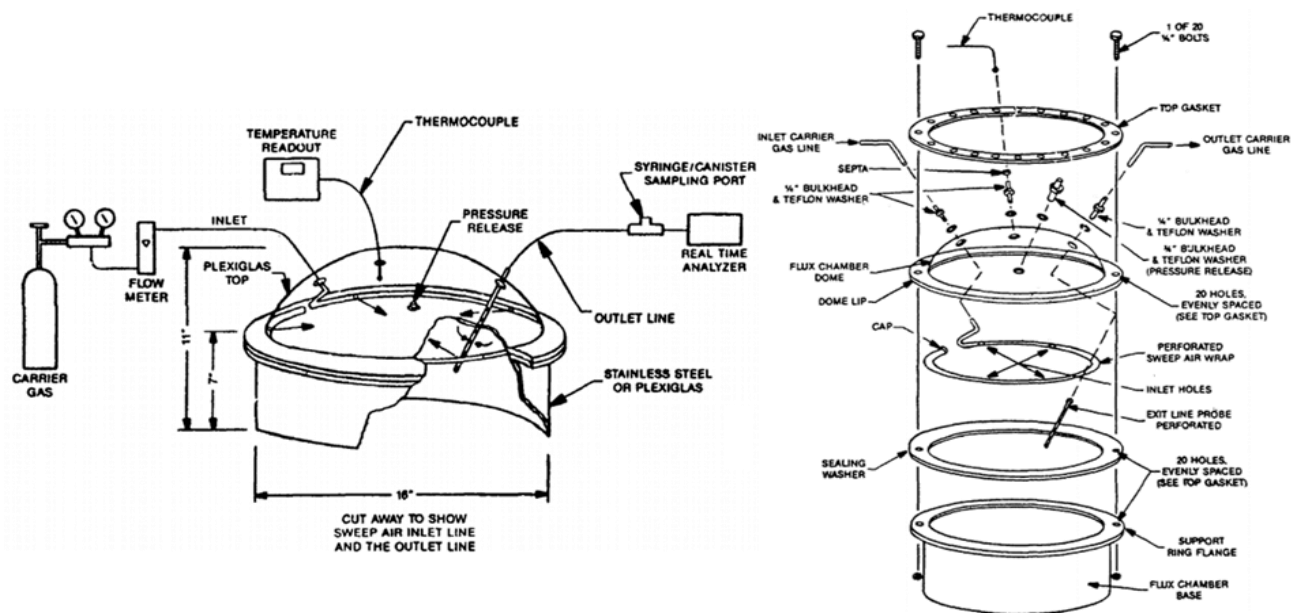


Figura 8 - Schema della flux box disegnata dall'EPA con relativo spaccato

L'intero apparato è costituito da una camera che deve essere correttamente inserita nel terreno per evitare fughe indesiderate di gas, una bombola di aria neutra compressa (ultra high purity grade, ovvero con una concentrazione $<0,01$ ppm di THC), un flussimetro operante nel range di 1-10 l/min, una termocoppia per il controllo della temperatura dei gas e un aggancio per consentire l'analisi in continuo della frazione idrocarburica presente all'interno della camera. Sono inoltre riportate le misure di ogni componente, come i diametri dei diversi tubi, e quelle geometriche. Ad esempio la struttura deve avere una superficie pari a $0,130 \text{ m}^2$ e un volume di $0,03 \text{ m}^3$.

L'operazione di campionamento prevede di incastrare nel terreno la camera, ad una profondità di circa 2-3 cm, e far fluire al suo interno aria neutra con una portata di 5 l/min. Le registrazioni con il rilevatore di idrocarburi devono essere eseguite ad intervalli di tempo definiti dal tempo di residenza, che viene calcolato come il rapporto tra il volume della camera (30 litri) e il flusso di aria. Infine, nella normativa vengono riportate tutte le formule utili per calcolare il flusso a partire dalla concentrazione rilevata e da numerosi parametri statistici.

3.4 La misura dell'odore

La percezione dell'odore da parte di un individuo si divide in due tipi di processi.

- Un processo fisiologico attivato dai recettori presenti nel naso stimolati dalle molecole odorigene disperse nell'aria. Le cellule olfattive, situate nel naso, trasmettono il segnale attraverso una serie di sinapsi al lobo temporale (più precisamente, al lobo piriforme), all'ipotalamo, all'uncus e all'amigdala, dove viene elaborato
- Un processo psicologico: relativo alla singola persona e attivato dalle esperienze che, soggettivamente, si associano ad un determinato odore

Una delle principali caratteristiche per la caratterizzazione della sensazione olfattiva è la cosiddetta “concentrazione di odore”, definita come il numero di diluizioni necessarie per portare un campione odorigeno alla sua concentrazione di soglia olfattiva, ed espressa in ou_e/m^3 (es. una concentrazione di odore pari a $100\ ou_e/m^3$ significa che è necessario diluire 100 volte il campione odorigeno con aria neutra per raggiungere la soglia olfattiva).

La misura dell'odore non è banale, poiché comporta l'oggettivazione di una sensazione.

Gli approcci che possono essere adottati al fine di “misurare” l'odore, ossia di caratterizzarlo da un punto di vista qualitativo o quantitativo sono di tre tipi:

- Analitico: basato su tecniche di separazione-identificazione dei componenti chimici della miscela odorigena, mediante tecniche analitiche quali la gascromatografia (Figura 9) accoppiata alla spettrometria di massa
- Sensoriale (olfattometria dinamica): basato sulla presentazione controllata degli odoranti ad un gruppo di persone, chiamati panel, con conseguente registrazione ed elaborazione statistica delle sensazioni umane risultanti
- Senso-Strumentale: basato sull'utilizzo di particolari strumenti (es. naso elettronico) dotati di un opportuno sistema di rilevazione di gas (sensori) accoppiato ad un software di elaborazione del segnale ed un sistema di riconoscimento

Per quanto riguarda la determinazione analitica, questa consiste nella identificazione, separazione e quantificazione dei composti che costituiscono la miscela odorosa. Il risultato è espresso in concentrazione delle molecole individuate ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Aspetto critico di questo approccio è che le sostanze odorigene hanno spesso soglia olfattiva molto inferiore al limite di rilevabilità strumentale. Inoltre, i composti chimici odorigeni possono avere effetti mascheranti o sinergici per quanto riguarda le proprietà olfattive, e le caratteristiche di tali effetti non sono note. Tale problema è particolarmente rilevante quando si ha a che fare con miscele odorigene complesse ove si ha una molteplicità di componenti nella miscela odorosa (composti solforati, acidi grassi volatili, campioni da trattamento rifiuti, ammine e ammoniaca, etc.).

L'approccio analitico permette comunque di conoscere e quantificare le sostanze presenti nell'aria, elemento particolarmente importante nel caso di valutazione di rischio sanitario.

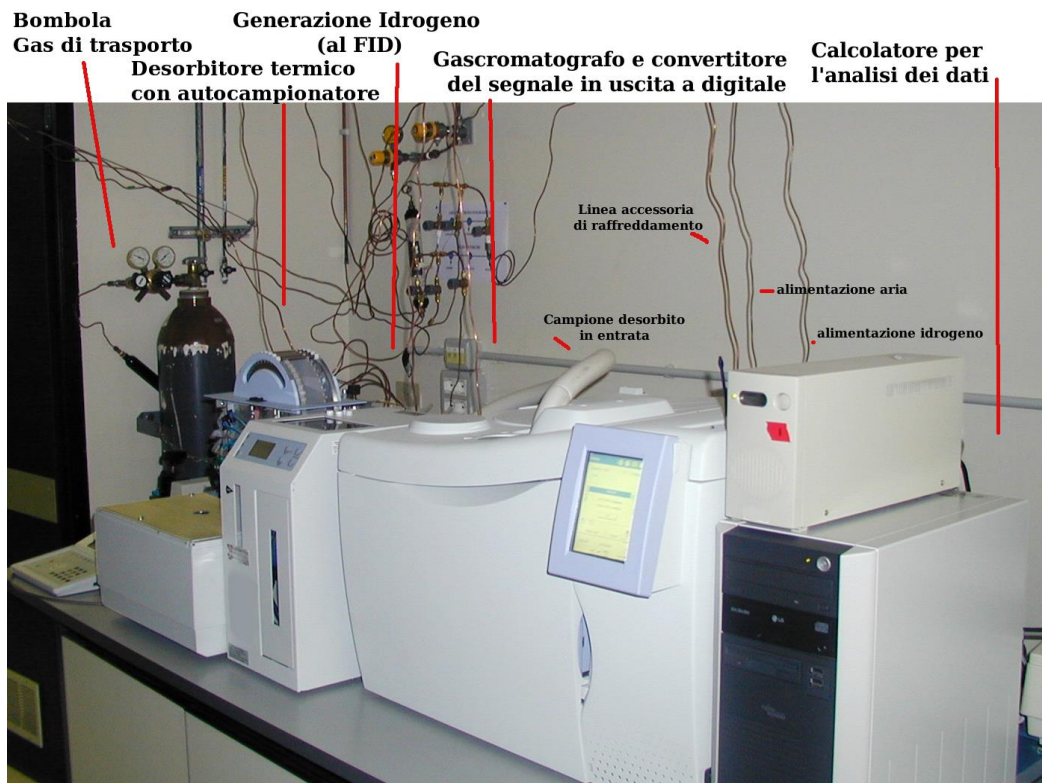


Figura 9 - Esempio di Gas Cromatografo

Per quanto riguarda l'approccio sensoriale, l'odore può essere misurato in termini di concentrazione di odore mediante una tecnica chiamata olfattometria dinamica, che prevede di utilizzare il naso umano come sensore. Il risultato dell'analisi è espresso in ou_e/m^3 .

È ormai universalmente accettato che il modo migliore per misurare gli odori è riferirsi alla sensazione che un campione odoroso provoca in un panel di valutatori umani (Sironi et al., 2014). Questo è il principio utilizzato nelle cosiddette tecniche sensoriali quali l'olfattometria dinamica, che vengono ora ampiamente applicati per testare odori per scopi di gestione ambientale. Essendo la percezione dell'odore soggettiva, al fine di oggettivare la determinazione occorre individuare e qualificare un panel di persone. In questo caso la determinazione costituisce una misura reale della molestia olfattiva.

L'olfattometria dinamica determina la concentrazione di odore di un campione odorigeno basato sulla sensazione che l'odore provoca in un panel di persone opportunamente selezionate e direttamente esposte a tale odore. La concentrazione di odore è espressa in unità europea di odore per metro cubo (ou_e/m^3), e rappresenta il numero di diluizioni con aria neutra che sono necessarie per portare la concentrazione del campione alla sua soglia di rilevamento. L'analisi viene effettuata presentando il campione al panel a concentrazioni crescenti mediante un particolare dispositivo di diluizione chiamato olfattometro, finché i membri del gruppo iniziano percepire un odore diverso dall'aria neutra, usata come riferimento.

Dal momento che la tecnologia è stata introdotta all'inizio del 1980, sono stati fatti grandi sforzi per standardizzare le misure olfattometriche sviluppando strumenti, standard e linee guida per la metodologia e il calcolo, nonché convalidando i risultati attraverso confronti tra i vari laboratori. Il passo più significativo verso la standardizzazione dell'olfattometria in Europa è stata l'introduzione, nel 2003, della norma europea EN 13725: "Qualità dell'aria - Determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica", che si occupa di diversi aspetti della misurazione, come ad esempio procedure di campionamento e materiali, registrazione dei dati, calcolo, e reporting e prestazioni dei requisiti di qualità.

Secondo la norma europea EN 13725 del 2003, un olfattometro dinamico "*fornisce un flusso di*

miscele di gas odoroso e neutrale con fattori di diluizione noti in un'uscita comune". La funzione di un olfattometro è di ricevere il campione odoroso, diluirlo in varie proporzioni con aria inodore, e presentare il campione diluito per la valutazione del panel. Pompe e misuratori di portata utilizzate nell'olfattometria dinamica consentono il controllo della diluizione e presentazioni al panel. In altre parole, si tratta di un sistema di diluizione in cui un campione gassoso e odoroso viene diluito in concentrazioni crescenti che vengono presentate al panel, consentendo loro di indicare se percepiscono un odore diverso da aria neutra o meno (Sironi et al., 2014). Un esempio di olfattometro e misura olfattometrica è riportato in Figura 10.

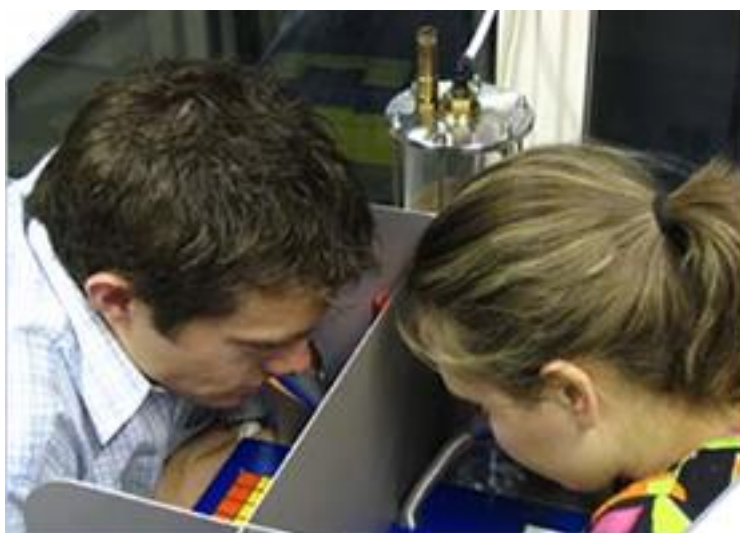


Figura 10 - Esempio di olfattometro e misura olfattometrica

Una questione importante discussa nella EN 13725 è il panel, in termini di dimensioni, codice di comportamento per i suoi componenti e criteri di selezione. Per quanto riguarda quest'ultimo aspetto, al fine di garantire risultati affidabili e ripetibili, i valutatori devono avere una sensibilità olfattiva all'interno di un definito range più ristretto rispetto agli standard della popolazione, e le loro risposte olfattive devono essere ripetibili, cioè, essi dovrebbero rimanere più coerenti possibile da un giorno all'altro. La EN, quindi, fissato il limite per la selezione del panel sulla base della soglia che ha un individuo di percepire un gas di riferimento (n-butanolo in azoto) stabilisce che la conformità dei componenti del panel ai criteri di selezione deve essere verificata periodicamente. Secondo la normativa, la sensibilità del panel deve essere testata con un odore di

riferimento, ad esempio n-butanolo, al fine di verificare che i componenti del panel rappresentino la sensibilità media della popolazione. Sempre secondo la EN 13725, i membri del gruppo devono soddisfare i seguenti requisiti (Sironi et al., 2014):

- La sensibilità del componente per n-butanolo deve essere all'interno di un determinato intervallo
- La deviazione standard della sensibilità del componente rispetto al valore di riferimento non deve superare un certo valore
- I panelisti non devono commettere errori sull'aria neutra

Un naso elettronico con sensori chimici e pattern recognition (PR) è stato riportato da Persaud e Dodd nel 1982 e da allora, i nasi elettronici e le loro applicazioni sono stati studiati da diversi gruppi di ricerca in tutto il mondo. Molti studi riguardano l'applicazione di nasi elettronici nell'industria alimentare, ma, negli ultimi anni, la possibilità di applicare nasi elettronici per la caratterizzazione degli odori ambientali è diventato un argomento di crescente interesse. Ad esempio, un numero crescente di lavori trattano l'uso di nasi elettronici per l'identificazione di specifici gas di interesse ambientale, per il controllo di processo o per la verifica di sistemi per l'abbattimento degli odori.

Nel campo della valutazione dell'impatto odorigeno, i nasi elettronici potrebbero essere impiegati per il monitoraggio continuo delle emissioni di odori ambientali presso specifici recettori, cioè, direttamente dove si lamenta la presenza di odori. A questo scopo, il naso elettronico deve essere in grado di analizzare l'aria ambiente in continuo per rilevare la presenza di odori e infine classificarli riconoscendone la provenienza e stimandone la concentrazione. Questo tipo di applicazione è estremamente impegnativa in particolare per monitoraggi in continuo di lunga durata, poichè le condizioni atmosferiche variabili, quali la temperatura e l'umidità, influiscono negativamente sulle performance dei sensori. Questo aspetto, unito all'elevata sensibilità richiesta per rilevare gli odori a concentrazioni molto basse, è la ragione per la diffusione più lenta dei nasi elettronici nel settore ambientale rispetto ad altre applicazioni di laboratorio (Sironi et al., 2014).

In definitiva, il naso elettronico è costituito dai seguenti componenti:

- Sistema di rilevazione gas: le azioni dei recettori olfattivi sono simulati da una serie di sensori che rispondono ad una vasta gamma di diverse sostanze odoranti. Quando i sensori rilevano l'aria odorosa sottoposta ad analisi, producono dei segnali di risposta
- Sistema di elaborazione del segnale: l'informazione proveniente dai sensori viene compressa, simulando l'azione del bulbo olfattivo umano
- Sistema di riconoscimento di odore: un sofisticato sistema PR identifica gli odori sulla base di un data set precedentemente memorizzato, simulando i processi che avvengono nel cervello umano

Un esempio di naso elettronico è riportato nella Figura 11.



Figura 11 - Esempio di naso elettronico

3.5 Modelli di dispersione atmosferica

3.5.1 Generalità

I modelli di dispersione degli inquinanti nell'atmosfera sono utilizzati per simulare il modo in cui gli inquinanti diffondono nell'atmosfera e ricadono al suolo.

Questi modelli vengono costruiti considerando informazioni di tipo meteorologico (più o meno complesse a seconda delle esigenze e della complessità del modello utilizzato), l'orografia del territorio, i dati sulle emissioni e le caratteristiche della sorgente emissiva.

È opportuno che il lavoro di tipo modellistico possa appoggiarsi su informazioni derivanti da conoscenze pregresse sul problema specifico, nonché sui risultati di eventuali misure sperimentali, al fine di aumentare l'affidabilità del risultato.

Nel caso di studi a carattere spiccatamente applicativo ha senso utilizzare modelli già consolidati e possibilmente già applicati in contesti analoghi; se si tratta al contrario di attività di ricerca è assolutamente necessaria la fase di validazione del modello tramite il confronto con misure di concentrazione in campo.

Nel caso specifico, per il presente lavoro, tra i diversi modelli esistenti per la simulazione della dispersione delle emissioni in atmosfera (AERMOD, ISC3, AUSPLUME, ...) si è deciso di utilizzare il CALPUFF per i seguenti motivi:

- L'algoritmo principale di CALPUFF implementa un modello di dispersione non stazionario a puff gaussiano. Questo permette la trattazione rigorosa ed esplicita anche dei periodi nei quali il vento è debole o assente, a differenza dei più noti modelli a pennacchio gaussiano (Gaussian plume models).
- I coefficienti di dispersione sono calcolati dai parametri di turbolenza (u_* , w_* , L_{MO}), anziché dalle classi di stabilità Pasquill-Gifford-Turner. Vale a dire che la turbolenza è descritta da funzioni continue anziché discrete.
- Alle sorgenti emissive possono essere assegnate emissioni variabili nel tempo, ora dopo ora.
- Durante i periodi in cui lo strato limite ha struttura convettiva, la distribuzione delle

concentrazioni all'interno di ogni singolo "puff" è gaussiana sui piani orizzontali ma asimmetrica sui piani verticali, cioè tiene conto della asimmetria della funzione di distribuzione di probabilità delle velocità verticali. In altre parole, il modello simula gli effetti sulla dispersione dovuti ai moti dell'aria ascendenti (comunemente dette "termiche") e discendenti tipici delle ore più calde della giornata e dovuti ai vortici di grande scala

3.5.2 Il modello CALPUFF

CALPUFF è un modello di dispersione con il quale è possibile simulare scenari di evoluzione spazio temporale di emissioni di varia natura (areali, puntiformi, lineari e volumetriche) variabili nel tempo simulando fenomeni di rimozione (sia secca che umida) e semplici interazioni chimiche (Pettarin et al., 2012).

Realizzato dalla Earth Tech Inc. per conto del California Air Resources Board (CARB), il modello è stato adottato dalla US Environmental Protection Agency (US EPA) nella sua linea guida sui modelli di qualità dell'aria come il modello preferito per la valutazione del trasporto a lungo raggio degli inquinanti e il loro impatto sulle zone di classe I e per alcune applicazioni in campi vicini che coinvolgono condizioni meteorologiche complesse.

Il sistema di modellazione è costituito da tre componenti principali e una serie di programmi di pre-elaborazione e post-elaborazione. I principali componenti del sistema di modellazione sono CALMET (un modello meteorologico a 3 dimensioni diagnostiche), CALPUFF (un modello di dispersione degli inquinanti in atmosfera), e CALPOST (un pacchetto di post-elaborazione). Ognuno di questi programmi ha un'interfaccia utente grafica (GUI). Oltre a questi componenti, ci sono numerosi altri processori che possono essere utilizzati per preparare i dati in molti formati standard geofisici (uso del suolo e del terreno), dati meteorologici (superficie, aria superiore, precipitazioni, boe e dati), e interfacce con altri modelli.

CALMET è un modello meteorologico diagnostico che ricostruisce i campi 3D di vento e temperatura a partire da misure meteorologiche, dati di orografia ed utilizzo del suolo. Oltre ai campi di vento e temperatura, CALMET determina i campi 2D di variabili micro meteorologiche

necessarie per effettuare simulazioni di dispersione atmosferica degli inquinanti (altezza di rimescolamento, lunghezza di Monin Obukhov, velocità di frizione, velocità di scala convettiva ed altre).

CALMET utilizza un approccio in due fasi per il calcolo del campo di vento. Nella prima fase un campo di vento iniziale (guess wind field) viene corretto introducendo gli effetti cinematici del terreno, i venti di pendenza, ed eventuali effetti di ostruzione del suolo. La seconda fase consiste in una procedura di analisi oggettiva che introduce le osservazioni meteorologiche nel campo di vento determinato nella prima fase.

CALMET necessita di osservazioni meteorologiche al suolo ed in quota. Al suolo sono necessarie le seguenti variabili: velocità e direzione del vento, temperatura, copertura nuvolosa, pressione, umidità relativa e precipitazione. In quota, ad ogni livello verticale, sono invece necessarie: velocità e direzione del vento, temperatura, pressione e altezza.

CALMET è direttamente interfacciato a modelli di dispersione atmosferica quali, come detto, CALPUFF (modello Lagrangiano a puff), CALGRID (modello fotochimico Euleriano), KSP (modello Lagrangiano a particelle) e LAPMOD (modello Lagrangiano a particelle).

CALPUFF è un modello di dispersione atmosferica non stazionario e multispecie che simula gli effetti di una meteorologia variabile nello spazio e nel tempo sul trasporto, la trasformazione e la rimozione degli inquinanti. CALPUFF viene utilizzato su scale che vanno dalle centinaia di metri alle centinaia di chilometri dalle sorgenti. Esso include sia algoritmi importanti su scale spaziali ridotte (stack tip downwash, building downwash, plume rise graduale, penetrazione parziale del pennacchio inquinante oltre lo strato di rimescolamento, effetti di interazione con le linee di costa, e impatto sul suolo), sia algoritmi importanti su scale grandi spaziali (rimozione degli inquinanti per effetto di deposizione umida e secca, trasformazione chimica, shear verticale del vento, trasporto sull'acqua, fumigazione, ed effetti sulla visibilità).

CALPUFF può descrivere sorgenti puntiformi, volumetriche, areali e lineari. I dati di input meteorologici 3D variabili nello spazio e nel tempo vengono solitamente forniti dal modello CALMET. Un sistema modellistico come CALMET/CALPUFF può correttamente riprodurre

fenomeni quali la stagnazione degli inquinanti (calme di vento), il ricircolo dei venti, e la variazione temporale e spaziale delle condizioni meteorologiche.

Il sistema modellistico in questione è stato utilizzato, come si potrà vedere nel capitolo 6, al fine di confrontare fra loro gli scenari emissivi ottenuti a partire dai diversi approcci adottati, in particolare mettendo a confronto i diversi impatti olfattivi associati a ciascuno scenario, attraverso il loro utilizzo come input per la simulazione delle dispersioni con il CALPUFF.

4. La discarica studiata

4.1 Descrizione del sito

La discarica studiata è la discarica Regionale di Gorla Maggiore. Essa è classificata come “Discarica per rifiuti solidi urbani non pericolosi”, ed è situata tra il comune di Gorla Maggiore (VA) e il comune di Mozzate (CO) come si può vedere in Figura 12.

Il sito è inserito in una zona pianeggiante a carattere boschivo e prevalentemente agricolo, ed è stato scelto in quanto avente caratteristiche e dimensioni tali da poter essere considerato rappresentativo di una discarica per RSU, oltre che per il fatto che è un sito monitorato da 10 anni dal Laboratorio Olfattometrico del PoliMi, per cui sono disponibili una serie di dati (emissivi, olfattometrici, meteorologici), oltre ad una vasta esperienza maturata sul sito, indispensabili alla realizzazione del presente lavoro.

L'impianto si estende su una superficie di circa 25,09 ettari (circa 250900 m²) e risulta così suddivisa:

Lotti	Superficie fondo	Q.tà rifiuti (tonn.)	Periodo esercizio
1° lotto	29.000 mq	427.923	Dal 25.01.93 al 19.06.94
2° lotto	16.500 mq	709.080	Dal 20.06.94 al 12.06.96
3° lotto	15.000 mq	448.095	Dal 13.05.96 al 22.04.97
4° lotto	64.000 mq	1.280.000	Dal 23.04.97 al 17.04.2001
5° lotto A	33.000 mq	760.000	Dal 11.09.2000 al 22.09.2004
5° lotto B	10.300 mq	In fase di riempimento	Dal 1.08.2004

Tabella 9 - Classificazione dei lotti (fonte: ARPA)

Come indicato in Tabella 9, la discarica è in funzione dal 1993 ed ha una capacità di abbancamento di rifiuti di circa 6.200.000 m³. Nell'impianto sono conferiti, finora, un

quantitativo di rifiuti solidi urbani e assimilabili pari a circa 4.245.000 tonnellate divisi in 6 lotti di cui solo il 5°lotto B risulta attualmente attivo. Il suddetto lotto riceve, mediamente, 350 tonnellate di rifiuti al giorno.



Figura 12 - Inquadramento satellitare della discarica di Gorla Maggiore

L'impianto è di proprietà della Regione Lombardia, mentre ECONORD S.p.A. è titolare delle autorizzazioni alla gestione della discarica.

ECONORD gestisce anche la captazione e la valorizzazione energetica del biogas prodotto in discarica. A questo proposito il gestore ha progettato e realizzato sia un sistema di collettamento

del biogas, sia un sofisticato e moderno impianto di cogenerazione che immette energia elettrica nella rete di distribuzione.

La discarica è dotata di quattro vasche per la raccolta del percolato, nel dettaglio: due di queste sono adibite alla raccolta del percolato proveniente da lotti chiusi, mentre le restanti sono adibite alla raccolta del percolato proveniente dall'unico lotto ancora in coltivazione. Il percolato raccolto viene sottoposto ad un pre-trattamento con aggiunta di ossigeno e specifici batteri che favoriscono l'abbassamento del carico inquinante, diminuendone, di conseguenza, la capacità odorigena.

Il percolato così trattato viene inviato a mezzo di trasporti autorizzati a specifici impianti di trattamento.

In Figura 13 è possibile visualizzare l'impianto per la valorizzazione energetica del biogas.



Figura 13 - Impianto biogas ECONORD

I rifiuti abbancati in discarica sono classificati secondo la direttiva 75/442/CEE (CER). I codici CER presenti in questa direttiva sono sequenze numeriche composte da 6 cifre riunite in coppie, volte ad identificare un rifiuto specifico, in genere, in base al processo produttivo da cui è originato. Il primo gruppo identifica il capitolo, mentre il secondo, usualmente, il processo produttivo.

Per quanto riguarda i rifiuti conferiti in discarica, essi sono soggetti al seguente processo:

- controllo e verifica in portineria dei mezzi in entrata
- pesatura del mezzo di trasporto
- scarico dei rifiuti dai mezzi di trasporto (ribaltabili) entro la fossa di accumulo dell'impianto
- pesatura dei mezzi vuoti e registrazione dei conferimenti
- triturazione, deodorizzazione, deferrizzazione dei rifiuti
- carico dei rifiuti triturati su dumpers-navetta mediante nastro trasportatore
- messa a dimora dei rifiuti triturati
- stesura e compattazione dei rifiuti con compattatori a ruote dentate
- copertura giornaliera dei rifiuti con materiali idonei

L'abbancamento giornaliero dei rifiuti prevede che essi vengano ricoperti da uno strato di terreno in modo da evitare la proliferazione di insetti e altri animali. Si può quindi immaginare che la discarica sia costituita da un insieme di elementi detti celle, costituite dal rifiuto e dal terreno di ricopertura. La pendenza della cella deve essere tale da evitare la caduta del materiale e il miglior compattamento possibile.

In Figura 14 viene riportata la planimetria generale della discarica in questione, in cui è possibile visualizzare la suddivisione in lotti.

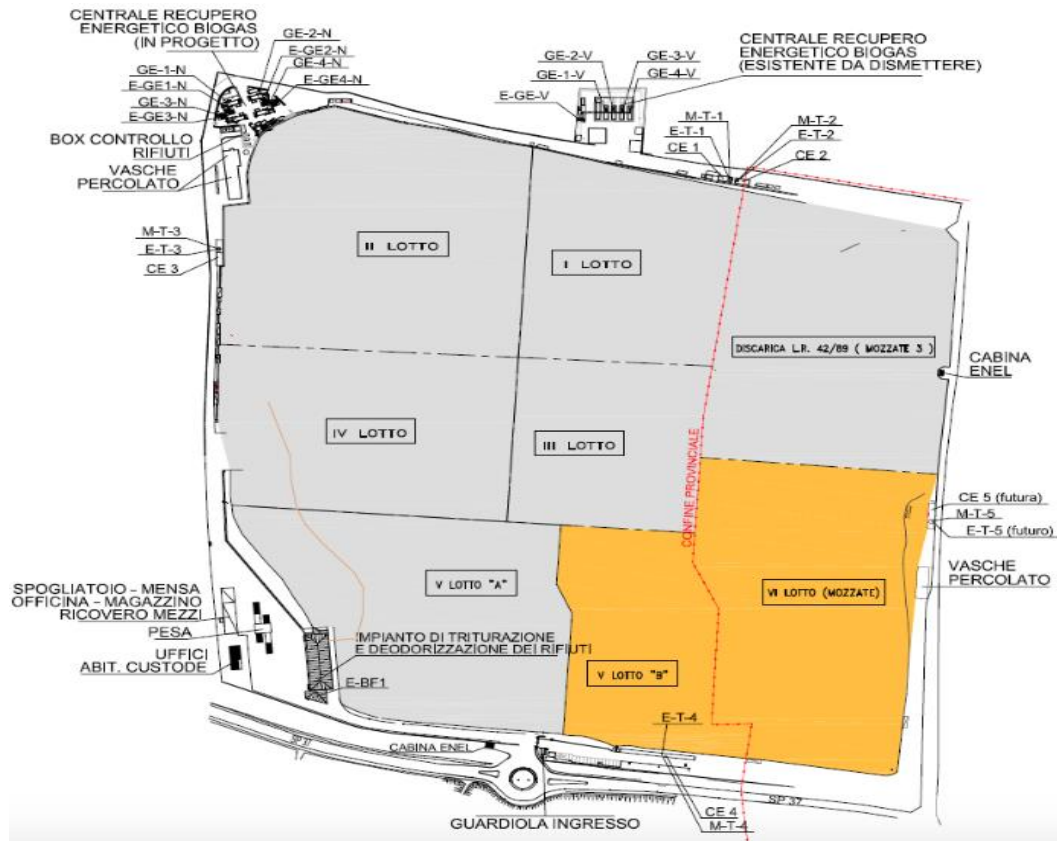


Figura 14 - Planimetria della discarica di Gorla Maggiore

4.2 Suddivisione in celle emmissive per la modellazione

Al fine di poter applicare il modello di dispersione atmosferica alle emissioni della discarica, l'intera superficie della stessa deve essere considerata come sorgente emmissiva.

Come precedentemente accennato, la discarica in esame ha una superficie complessiva di circa 25 ettari. Questo significherebbe che, volendola considerare come un'unica sorgente, la discarica andrebbe assimilata ad un enorme "camino" avente un diametro pari a 560 m.

Ai fini modellistici una simile assunzione è difficilmente simulabile, pertanto è necessario suddividere la discarica in "celle emmissive", assimilando quindi la discarica non ad un'unica enorme sorgente, ma ad una sommatoria di tante sorgenti aventi un diametro inferiore.

Sulla base dell'esperienza maturata presso il Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano

si è visto che è necessario suddividere la discarica studiata in un numero di celle non superiore alle 50 unità, onde evitare un'eccessiva approssimazione nella simulazione. Tale approccio è in linea anche con quanto previsto dal manuale d'uso del CALPUFF (Scire et al., 2000)

Si è cercato quindi di tenersi sotto le 50 celle emissive mentre, per quanto riguarda l'area delle stesse, si è fatto in modo di non averne nessuna con superficie superiore ai 7000 m².

La geometria delle celle è stata imposta il più semplice possibile, poiché figure geometriche complicate potrebbero comportare una notevole difficoltà di calcolo. In definitiva, la discarica è stata suddivisa in 40 celle geometriche (quadrati, rettangoli, trapezi e triangoli) come è possibile osservare in Figura 15.



Figura 15 - Una veduta della discarica suddivisa in celle

Come si può vedere in Figura 16 le celle sono state così numerate:

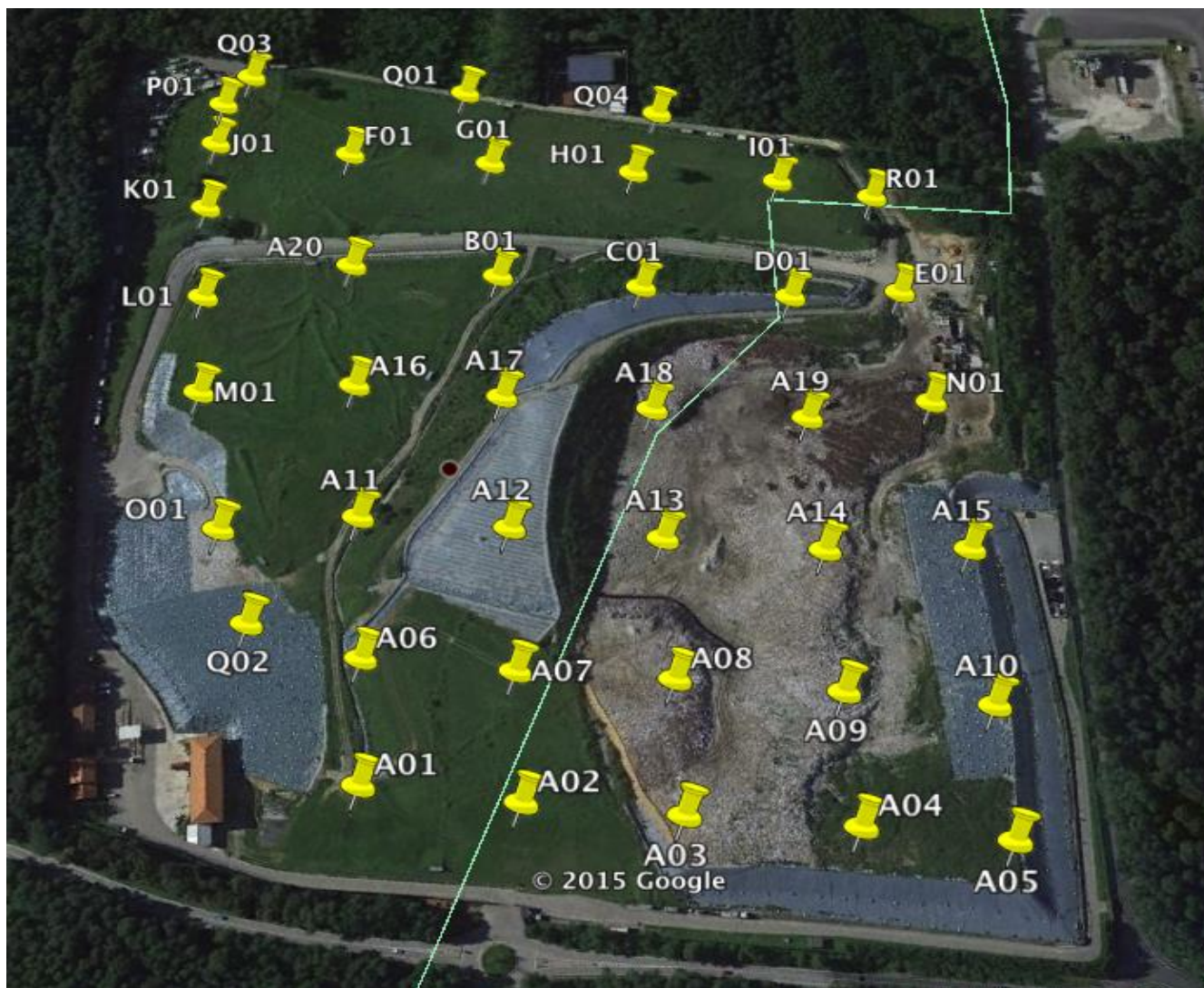


Figura 16 - Numerazione delle varie celle

In Tabella 10 sono riportate le coordinate dei centri di ogni cella emissiva:

Nome cella	Coordinate [m]	Nome cella	Coordinate [m]
A01	493808 E 5056844 N	B01	493808 E 5056844 N
A02	493881 E 5056871 N	C01	493881 E 5056871 N
A03	493953 E 5056899 N	D01	493953 E 5056899 N
A04	494029 E 5056930 N	E01	494029 E 5056930 N
A05	494095 E 5056955 N	F01	494095 E 5056955 N
A06	493774 E 5056904 N	G01	493774 E 5056904 N
A07	493845 E 5056932 N	H01	493845 E 5056932 N
A08	493917 E 5056962 N	I01	493917 E 5056962 N
A09	493993 E 5056991 N	J01	493993 E 5056991 N
A10	494060 E 5057016 N	K01	494060 E 5057016 N
A11	493733 E 5056973 N	L01	493733 E 5056973 N
A12	493805 E 5057001 N	M01	493805 E 5057001 N
A13	493877 E 5057029 N	N01	493877 E 5057029 N
A14	493552 E 5057059 N	O01	493552 E 5057059 N
A15	494016 E 5057092 N	P01	494016 E 5057092 N
A16	493692 E 5057041 N	Q01	493692 E 5057041 N
A17	493764 E 5057069 N	Q02	493764 E 5057069 N
A18	493837 E 5057097 N	Q03	493837 E 5057097 N
A19	493911 E 5057128 N	Q04	493911 E 5057128 N
A20	493650 E 5057109 N	R01	493650 E 5057109 N

Tabella 10 - Coordinate celle espresse in metri

4.3 Campagne di misura in discarica

4.3.1 Programmazione delle misure

Al fine di mettere a punto i modelli emissivi basati sull'approccio sperimentale sono state condotte delle campagne di misure sul sito studiato.

Le suddette campagne hanno avuto luogo da Marzo 2014 a Ottobre 2014 e le prove sperimentali sono state eseguite nel lotto I della discarica (cfr. par. 4.1) nei seguenti giorni:

N. Campagna	Data	N. Campagna	Data
I	5 Marzo	VIII	21 Maggio
II	1 Aprile	IX	28 maggio
III	16 Aprile	X	10 giugno
IV	18 Aprile	XI	18 luglio
V	24 Aprile	XII	9 settembre
VI	12 Maggio	XIII	23 settembre
VII	19 Maggio	XIV	20 ottobre

In alcune giornate non è stato possibile rilevare un'apprezzabile emissione di biogas o di concentrazione di odore dal terreno, e la motivazione è stata trovata nelle condizioni meteo (quali ad esempio forte pioggia nei giorni precedenti alla misurazione oppure situazione barometrica delle varie giornate).

Le misurazioni sono state eseguite, come si vedrà in seguito, con l'ausilio di una cappa statica, di una flux chamber e di una Wind Tunnel (cfr. par. 5.3.1, 5.3.2, 5.3.3).

Nel capitolo 6 verranno riportati i risultati ottenuti, focalizzando l'attenzione sul confronto tra i diversi metodi.

4.3.2 Misura sperimentale del CH₄

Al fine di determinare le emissioni di metano è stato utilizzato un analizzatore FID (Flame Ionization Detector): uno strumento molto preciso in grado di rilevare concentrazioni volumetriche dell'ordine di ppm.

Il FID è costituito da una fiamma interposta tra due elettrodi. I componenti uscenti dalla colonna vengono miscelati con H₂ ed aria e bruciati nel rilevatore producendo degli ioni che, catturati dagli elettrodi, danno luogo ad una corrente ionica. Se i componenti da separare sono organici (combustibili) la ionizzazione aumenta notevolmente e si ottengono risposte molto intense. La corrente, elaborata da un amplificatore, viene inviata al registratore ed, infine, lo strumento

esprime il valore dei VOC_t (Composti Organici Volatili totali) esprimendoli in ppm di metano. Il FID ha un tempo di risposta praticamente immediato in quanto in pochi secondi la misura viene elaborata e mostrata sul display.

La maneggevolezza del FID, dovuta principalmente allo scarso peso, la compattezza e la prontezza di risposta, lo rendono lo strumento adatto per le misure sul campo.

Sono riportate, di seguito, le caratteristiche dello strumento in questione:

- Peso: 3,8 kg;
- Temperatura di funzionamento: da -5°C a $+55^{\circ}\text{C}$;
- Precisione: $\pm 10\%$ sul fondoscala;
- Durata batteria: 22 ore;
- Flusso aspirato: 850 ml/min;
- Tempo di risposta: < 2 secondi;
- Carrier gas: H_2 (400 ml compressi a 125 bar)
- Range di rilevazione: 0-10000 ppm, suddivisi in tre intervalli da 0-100 ppm, 0-1000 ppm, 0-10000 ppm;

In Figura 17 è riportata un'immagine del FID utilizzato nel presente lavoro.



Figura 17 - Un esempio del FID utilizzato

5. Messa a punto e ottimizzazione dei metodi per la stima delle emissioni

5.1 Introduzione

Come precedentemente accennato, questo lavoro ha avuto lo scopo di valutare e mettere a confronto diversi approcci per la stima di emissioni di odore da superfici di discarica (cfr. 3.1). Gli approcci adottati sono di diverso tipo: modellistici (approccio I) o basati su misure sul campo (approcci II e III); per entrambe le tipologie, tali metodi si basano su tecniche più o meno consolidate. Sulla base dell'esperienza maturata presso il Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano, così come da alcuni primi confronti qualitativi, è stato possibile mettere in evidenza alcune criticità legate ai suddetti metodi, quali ad esempio l'impossibilità di introdurre parametri di input variabili nel tempo nel software LandGEM, oppure alcune lacune per l'impiego degli stessi.

Per quanto riguarda invece gli approcci che si basano sull'effettuazione di misure sul campo le problematiche principali riguardano ad esempio la mancanza di un sistema di campionamento univoco e codificato per il campionamento di emissioni da discariche, o ancora di un valore di concentrazione di odore relativo al biogas emesso dalla superficie di discarica.

Pertanto, uno degli obiettivi più importanti e innovativi di questo lavoro di tesi è stato quello di individuare le suddette criticità e studiare delle apposite soluzioni, al fine di poter applicare, o comunque di ottimizzare, questi metodi per la stima delle emissioni di odori da discariche.

Tali aspetti innovativi vengono presentati e discussi nel seguito di questo capitolo.

5.2 Modifica del LandGEM

Uno degli aspetti innovativi di questo lavoro ha riguardato la modifica e l'ottimizzazione del software LandGEM con l'obiettivo di migliorarne le prestazioni.

In particolare, tale miglioramento ideato riguarda l'inserimento dei parametri di input ai quali, come già accennato in precedenza, il LandGEM è particolarmente sensibile.

Più nel dettaglio, la principale criticità individuata relativamente al modello è associata all'immissione dei parametri di input, e risiede nel fatto che, fatta eccezione per la quantità di rifiuti conferiti, che può essere valutata anno per anno, i parametri di input (k e L_0) sono considerati costanti per tutti gli anni di esercizio della discarica considerata, senza poter dunque tenere conto di eventuali variazioni legate al cambiamento della qualità dei rifiuti conferiti o ad altri parametri ambientali (ad esempio la piovosità, che influisce direttamente sul valore di k).

In particolare, k e L_0 dipendono entrambi dalla biodegradabilità dei rifiuti in ingresso: quanto più aumenta la biodegradabilità del rifiuto in esame, tanto più aumenterà il contenuto organico al suo interno.

Nel caso specifico, a seguito del Dlgs 36/2003 sulle discariche, in cui si afferma che i rifiuti tal quali non possono più essere conferiti in discarica, ma che questa costituisca l'ultima fase di stoccaggio definitivo di un rifiuto che deve, quindi, aver prima subito un pretrattamento o un processo di biostabilizzazione (come, ad esempio, compostaggio, digestione anaerobica, vagliatura, ecc...), la qualità dei rifiuti conferiti in discarica si è notevolmente modificata negli ultimi anni, in particolare per quanto riguarda il contenuto organico.

Di fatto le varie normative sulle discariche hanno modificato le "classi" di rifiuti conferiti al loro interno. E' proprio il tipo di rifiuto a condizionare i parametri di input del LandGEM (si veda capitolo 3) e ritenerli costanti risulta pertanto un'approssimazione inaccettabile.

Da qui nasce, quindi, l'esigenza di poterli modificare anno per anno, in modo tale da adattarli all'evoluzione delle caratteristiche della discarica dovute all'evoluzione delle varie normative in materia.

5.2.1 La necessità di modificare i parametri di input

La necessità di variare la modalità di immissione dei parametri di input k e L_0 è basata, come detto, su considerazioni di carattere normativo, che hanno influito sulla qualità dei rifiuti conferiti

in discarica, il cui contenuto organico è andato via via scemando, nonché sull'esperienza specifica maturata nel settore, che conferma questo andamento.

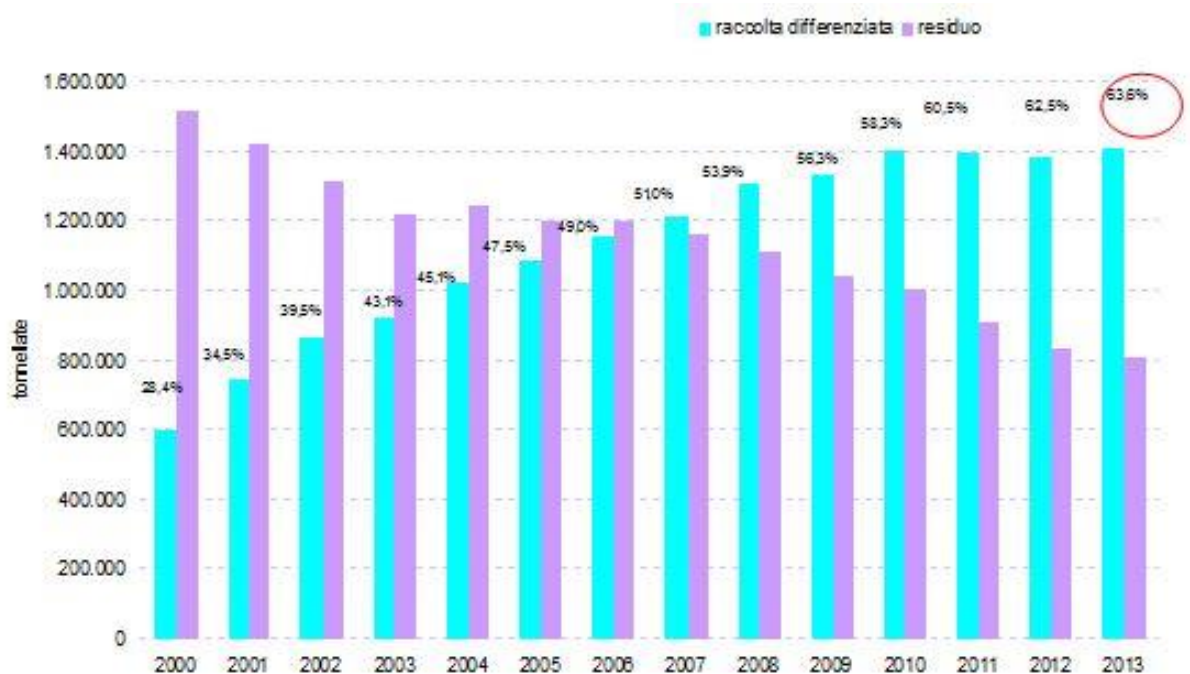


Figura 18 - Raccolta differenziata vs rifiuti conferiti in discarica per la regione Emilia Romagna (fonte ARPA)

I dati riportati a titolo esemplificativo in Figura 18, relativi alla regione Emilia Romagna, mostrano un netto calo delle tonnellate di rifiuti conferite in discarica. Nel giro di poco più di 10 anni, viceversa, la quota di rifiuti destinati alla raccolta differenziata è cresciuta sensibilmente, passando dalle 600 mila tonnellate del 2000 a quasi un milione e mezzo di tonnellate del 2013.

Andando avanti negli anni, quindi, la situazione si è via via evoluta fino ad oggi in cui in discarica conferiscono prevalentemente rifiuti inerti o comunque pretrattati, per cui non facilmente degradabili (ergo con una bassa capacità di generazione di metano).

Assumendo che la concentrazione di metano all'interno del biogas possa essere considerata costante (nel caso specifico studiato 50 % v/v, ma comunque in generale tale concentrazione è un dato noto, poiché di fondamentale importanza per il dimensionamento e l'esercizio dei sistemi di recupero), gli altri parametri, in particolare k ed L_0 , risultano molto sensibili a tali normative e,

poiché tali parametri influiscono significativamente sugli esiti del modello, la possibilità di farli variare, impostando valori diversi in base all'anno considerato, potrebbe risultare un potenziale miglioramento del programma stesso.

Dopo aver attentamente studiato le normative in atto negli anni di vita della discarica in esame e le conseguenti modificazioni (documentate della qualità dei rifiuti in ingresso (cfr. par. 5.2)) ed analizzato tutti gli aspetti meteorologici relativi al luogo (piovosità in particolare in quanto, come già detto, la k dipende fortemente da questa) sono stati definiti due intervalli di valutazione per i suddetti parametri; il valore di k è passato dallo $0,06 \text{ year}^{-1}$ dei primi anni '90 allo $0,02$ dei giorni nostri, mentre L_0 varia dai $180 \text{ m}^3/\text{Mg}$ ai $60 \text{ m}^3/\text{Mg}$.

5.2.2 Il LandGEM modificato

Uno degli aspetti innovativi di questo lavoro è la modifica e l'ottimizzazione del software LandGEM, al fine di renderne le prestazioni potenzialmente migliori.

Come già accennato in precedenza (si veda capitolo 3) il LandGEM è particolarmente sensibile ai parametri di input che, nella versione "classica" del software sono impostati come valori costanti negli anni.

L'idea innovativa sta proprio nel fatto di permettere di far variare, anno per anno, tutti i parametri di input. Così facendo, il nuovo software "suddivide" la discarica in tante unità quanti sono gli anni di attività della stessa.

Il "nuovo" LandGEM mantiene l'interfaccia di Microsoft Excel e permette, qualora lo si desidera, un funzionamento identico al software dell'EPA.

Nella prima finestra, INPUTS, illustrata in Figura 19 è possibile inserire i parametri fondamentali utili al calcolo della quantità di metano totale prodotta.

USER INPUTS					
Landfill Name :					
Landfill Open Year :					
Landfill Closure Year :					
Waste Design Capacity (Mg):					
Year	K	LO	Methane Content (% by volume)	Input Units (Mg/year)	Waste in Place (Mg)
0					0
1					0
2					0
3					0
4					0
5					0
6					0
7					0
8					0
9					0
10					0

Figura 19 - Esempio di LandGEM modificato

Come si può osservare in Figura 20, in alto viene inserito il nome della discarica (Landfill Name, opzionale) mentre nella seconda casella (Landfill Open Year) viene richiesto l'anno di apertura dell'impianto.

L'anno di chiusura (Landfill Closure Year) non è di necessario inserimento poiché l'utente può decidere che sia il programma stesso a calcolarlo, a patto che venga inserita la capacità totale di abbancamento rifiuti in tonnellate (Waste Design Capacity).

USER INPUTS					
Landfill Name :		Gorla/Mozzate			
Landfill Open Year :		1993			
Landfill Closure Year :		2014			
Waste Design Capacity (Mg):					
Year	K	L0	Methane Content (% by volume)	Input Units (Mg/year)	Waste in Place (Mg)
1993					0
1994					0
1995					0
1996					0
1997					0
1998					0
1999					0
2000					0
2001					0
2002					0

Figura 20 - Esempio di LandGEM modificato

Successivamente l'utente può passare all'inserimento dei parametri fondamentali.

Come detto in precedenza, il nuovo software può essere utilizzato come se si trattasse del LandGEM EPA. Ad eccezione del quantitativo di rifiuti conferiti nella discarica che deve essere inserito anno per anno (nella casella Input Units relativa ad ogni anno di attività), non è necessario inserire i parametri fondamentali (k e L_0) più volte nel caso i valori si ripetano in anni consecutivi, sarà il programma stesso a considerarli costanti. Nell'ipotesi di avere un singolo valore per ogni parametro il programma si comporterà come il LandGEM EPA. Si veda ad esempio la Figura 21.

USER INPUTS					
Landfill Name :			Gorla/Mozzate		
Landfill Open Year :			1993		
Landfill Closure Year :			2014		
Waste Design Capacity (Mg):					
Year	K	L0	Methane Content (% by volume)	Input Units (Mg/year)	Waste in Place (Mg)
1993	0,05	170	0,5	272886	0
1994				332873	272886
1995				374407	605759
1996				479973	980166
1997				430213	1460139
1998				374061	1890352
1999				340583	2264413
2000				318513	2604996
2001				273783	2923509
2002				274977	3197292

Figura 21 - Esempio di LandGEM con valori costanti

Qualora si vogliono considerare i parametri di input k e L_0 diversi anno per anno, l'utente potrà inserirli negli appositi campi relativi ad ognuno di essi. Un esempio è mostrato in Figura 22:

USER INPUTS					
Landfill Name :			Gorla/Mozzate		
Landfill Open Year :			1993		
Landfill Closure Year :			2014		
Waste Design Capacity (Mg):					
Year	K	L0	Methane Content (% by volume)	Input Units (Mg/year)	Waste in Place (Mg)
1993	0,05	170	0,5	272886	0
1994	0,04	140	0,5	332873	272886
1995	0,03	130	0,5	374407	605759
1996	0,03	130	0,5	479973	980166
1997	0,03	120	0,5	430213	1460139
1998	0,03	110	0,5	374061	1890352
1999	0,025	100	0,5	340583	2264413
2000	0,025	95	0,5	318513	2604996
2001	0,025	95	0,5	273783	2923509
2002	0,02	90	0,5	274977	3197292
2003	0,02	90	0,5	250028	3472269

Figura 22 - Esempio di LandGEM con valori che variano anno per anno

Nel caso in cui i parametri invece non variassero per un numero di anni è sufficiente lasciare le relative caselle vuote, il programma assume il primo valore utile precedente a queste, come esplicitato in Figura 23.

La seconda finestra è un foglio di calcolo immodificabile (Figura 24), simile all'analogo del LandGEM, in cui vengono valutate le emissioni di CH₄ anno per anno. Il risultato finale per l'i-esimo anno sarà la somma di tutti i valori fino all'anno i. Per quanto riguarda la stima dell'emissione di biogas, il programma la effettua sulla base della concentrazione di metano inserita dall'utente nella finestra INPUTS, dividendo la portata di metano ottenuta per la concentrazione di metano.

USER INPUTS					
Landfill Name :			Gorla/Mozzate		
Landfill Open Year :			1993		
Landfill Closure Year :					
Waste Design Capacity (Mg):			650000		
Year	K	L0	Methane Content (% by volume)	Input Units (Mg/year)	Waste in Place (Mg)
1993	0,05	170	0,5	272886	0
1994		140		332873	272886
1995	0,03	130		374407	605759
1996				479973	980166
1997		120		430213	1460139
1998		110		374061	1890352
1999	0,025	100		340583	2264413
2000		95		318513	2604996
2001				273783	2923509
2002				274977	3197292
2003	0,02	90		250028	3472269

Figura 23 - Esempio di LandGEM con solo alcuni parametri costanti

Year	Methane Emissions (m ³ /year)	LFG Emissions (m ³ /year)	Methane content (% by volume)	Waste Acceptance (Mg/year)	K (year ⁻¹)	L0	WASTE ADDED IN YEAR 1			WASTE ADDED IN YEAR 2		
							YEAR	WASTE	EMISSIONS	YEAR	WASTE	EMISSIONS
1993	2,8691E+06	5,7382E+06	0,5	272886	0,06	180	0	272886	2,8691E+06			
1994	6,2018E+06	1,2404E+07	0,5	332873	0,06	180	1	272886	2,7020E+06	0	332873	
1995	9,7771E+06	1,9554E+07	0,5	374407	0,06	180	2	272886	2,5447E+06	1	332873	
1996	1,3715E+07	2,7430E+07	0,5	479973	0,055	175	3	272886	2,3965E+06	2	332873	
1997	1,6978E+07	3,3955E+07	0,5	430213	0,055	175	4	272886	2,2569E+06	3	332873	
1998	1,9541E+07	3,9082E+07	0,5	374061	0,055	175	5	272886	2,1255E+06	4	332873	
1999	2,1288E+07	4,2575E+07	0,5	340583	0,05	170	6	272886	2,0017E+06	5	332873	
2000	2,2443E+07	4,4886E+07	0,5	318513	0,045	165	7	272886	1,8851E+06	6	332873	
2001	2,3235E+07	4,6470E+07	0,5	273783	0,045	165	8	272886	1,7753E+06	7	332873	
2002	2,3952E+07	4,7904E+07	0,5	274977	0,045	160	9	272886	1,6720E+06	8	332873	
2003	2,4083E+07	4,8167E+07	0,5	250028	0,04	140	10	272886	1,5746E+06	9	332873	
2004	2,3971E+07	4,7942E+07	0,5	240814	0,035	135	11	272886	1,4829E+06	10	332873	
2005	2,3655E+07	4,7310E+07	0,5	240814	0,03	125	12	272886	1,3965E+06	11	332873	
2006	2,2842E+07	4,5685E+07	0,5	101044	0,03	120	13	272886	1,3152E+06	12	332873	
2007	2,1994E+07	4,3989E+07	0,5	101044	0,025	110	14	272886	1,2386E+06	13	332873	
2008	2,1525E+07	4,3051E+07	0,5	290103	0,02	105	15	272886	1,1665E+06	14	332873	
2009	2,0878E+07	4,1756E+07	0,5	193552	0,02	100	16	272886	1,0986E+06	15	332873	
2010	2,0132E+07	4,0263E+07	0,5	151624	0,02	80	17	272886	1,0346E+06	16	332873	
2011	1,9429E+07	3,8858E+07	0,5	173000	0,02	70	18	272886	9,7433E+05	17	332873	
2012	1,8634E+07	3,7267E+07	0,5	82274	0,02	65	19	272886	9,1759E+05	18	332873	
2013	1,7958E+07	3,5915E+07	0,5	153915	0,02	60	20	272886	8,6415E+05	19	332873	
2014	1,7137E+07	3,4274E+07	0,5	0	0,02	60	21	272886	8,1383E+05	20	332873	
2015	1,6356E+07	3,2713E+07	0,5	0	0,02	60	22	272886	7,6643E+05	21	332873	
2016	1,5614E+07	3,1228E+07	0,5	0	0,02	60	23	272886	7,2180E+05	22	332873	
2017	1,4907E+07	2,9814E+07	0,5	0	0,02	60	24	272886	6,7977E+05	23	332873	
2018	1,4235E+07	2,8469E+07	0,5	0	0,02	60	25	272886	6,4018E+05	24	332873	
2019	1,3595E+07	2,7189E+07	0,5	0	0,02	60	26	272886	6,0290E+05	25	332873	
2020	1,2985E+07	2,5971E+07	0,5	0	0,02	60	27	272886	5,6779E+05	26	332873	
2021	1,2406E+07	2,4811E+07	0,5	0	0,02	60	28	272886	5,3472E+05	27	332873	
2022	1,1853E+07	2,3707E+07	0,5	0	0,02	60	29	272886	5,0358E+05	28	332873	

Figura 24 - Finestra RESULTS simile a quella del LandGEM

La finestra GRAPH5 mostra una rappresentazione grafica delle emissioni rispettivamente di metano e di biogas, nel tempo. Nel caso specifico sono presenti due diagrammi, in ascissa vi sono gli anni di attività della discarica, in ordinata le emissioni espresse in m³. Un esempio è mostrato in Figura 25:

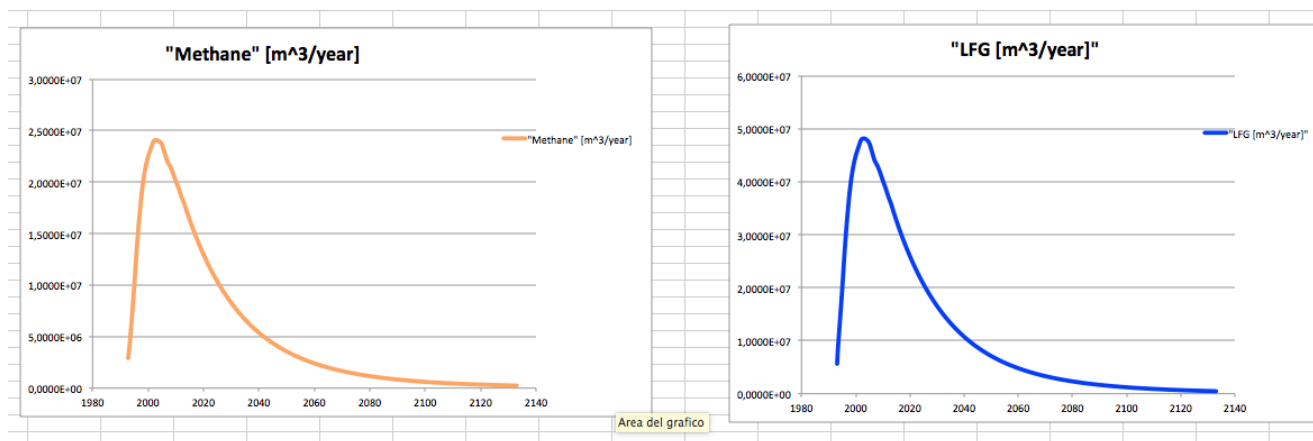


Figura 25 - Grafico esemplificativo delle emissioni di metano e biogas

L'ultima finestra, CLOSURE YEAR, mostra una particolare funzione del software che permette di calcolare, inserendo la capacità massima di abbancamento rifiuti, l'anno di chiusura della discarica, qualora questo non fosse disponibile.

5.3 Metodi di campionamento sviluppati presso il PoliMi

Al fine di confrontare fra loro i diversi approcci per la stima delle emissioni di odore da discariche, presso il Politecnico di Milano sono stati sviluppati appositi sistemi di campionamento, alcuni adatti al campionamento del solo metano, altri invece utilizzabili al fine di campionare sia CH₄ che odore. Tali metodi sono:

- Cappa statica (par. 5.3.1) (Rachor et al., 2013);
- Flux Chamber (par. 5.3.2) (Reinhart et al., 1992);
- Wind Tunnel (par. 5.3.3) (Capelli et al., 2009a);

L'unica normativa specifica in materia di campionamento dell'odore attualmente esistente è la linea guida tedesca VDI 3880 del 2011, che descrive in dettaglio tutti gli aspetti del campionamento di odori, focalizzandosi su procedure e materiali da utilizzare e fornendo numerosi esempi in funzione della tipologia di sorgente.

In ogni caso, al fine di caratterizzare l'emissione da una sorgente risulta necessario, ma non sufficiente, prelevare un campione dalla fonte di odore in modo da misurarne la concentrazione.

Non sufficiente perché, è indispensabile conoscere anche il flusso emissivo associato alla sorgente al fine di correlare il valore di concentrazione di odore a quest'ultimo, determinando così la portata di odore (OER) emessa.

Nel caso di sorgenti puntuali, in cui gli odori sono emessi da un singolo punto, ad esempio attraverso un camino, concentrazioni e portate risultano facilmente determinabili (Capelli et al., 2009a).

Per quanto riguarda sorgenti areali attive, un adeguato campionamento può essere effettuato facendo uso di cappe statiche idonee che, isolando una porzione della superficie emittente, convogliano il flusso d'aria in un condotto, permettendo, quindi, di trattare la sorgente come se fosse puntuale.

Diverso è il discorso delle sorgenti areali passive, come vasche di depurazione o cumuli non areati, in quanto, non essendoci un flusso d'aria ben definito, risulta problematico stimare una portata di odore.

Per questi casi sono utilizzati i metodi chiamati "Hood Methods", in cui una Flux Chamber o una Wind Tunnel sono poste sulla superficie in esame, flussando dell'aria al fine di simulare l'azione del vento. La portata di odore (OER) è calcolata a partire dal flusso d'aria inviato sotto cappa e la concentrazione di odore viene misurata all'uscita (Capelli et al., 2009b).

5.3.1 Camera Statica

Il primo metodo utilizzato al fine di misurare direttamente le emissioni di CH₄ dalla discarica oggetto di studio è stato una camera statica, opportunamente sviluppata basandosi su un articolo

scientifico di un gruppo di ricerca tedesco (Rachor et al., 2013). Tale articolo è stato preso a riferimento poiché rappresenta uno dei pochi studi di letteratura che riporta dati ripetibili raccolti in un arco di tempo piuttosto lungo (2 anni).

La cappa utilizzata dai tedeschi è di forma cilindrica, alta circa 50 cm e con una superficie di base pari a 0,12 m².

Presso il PoliMi sono state fatte opportune considerazioni riguardo la geometria della cappa. In particolare per quanto riguarda l'altezza sono stati considerati due effetti: da un lato quello della diffusione molecolare, i cui parametri caratteristici sono il coefficiente di diffusione e il coefficiente di trasporto materiale K_c , e dall'altro la velocità di risalita del metano per effetto della portata uscente di biogas dal terreno, ipotizzando che il flusso sia soltanto verticale.

I valori calcolati, calcolati in un precedente lavoro, risultano essere molto bassi, per cui non è opportuno avere un punto di misurazione ad una quota dal terreno troppo elevata, come nel caso analizzato di 50 cm.

Al di là dei tempi di campionamento richiesti per misurare delle variazioni apprezzabili della concentrazione di metano, il problema di utilizzare una cappa avente un'altezza troppo elevata è legato alla disomogeneità della concentrazione di metano lungo l'altezza della cappa. In pratica, si avrebbe una concentrazione di metano sensibilmente decrescente lungo l'altezza della cappa, e quindi la misurazione sarebbe fortemente influenzata dal punto in cui viene effettuato il prelievo con il FID.

La cappa statica appositamente sviluppata presso PoliMi presenta quindi un'altezza ridotta di 10 cm, considerata ottimale, in quanto un'altezza maggiore non avrebbe permesso l'uniformità della concentrazione in ppm letta dallo strumento, mentre un'altezza minore avrebbe favorito fughe del gas verso l'esterno dovute prevalentemente alle disomogeneità del terreno che non permettono un perfetto incastro della cappa nel terreno stesso. A questo proposito, la cappa è realizzata totalmente in acciaio, in modo da essere resistente alle continue pressioni utili al suo incastro nel terreno. Le flange presenti sui lati ne impediscono l'affondo.

La cappa statica risulta essere un parallelepipedo di lato 50x50 cm, quindi con una superficie di appoggio di 0,25 m², utile a ricoprire una significativa superficie mantenendo comunque una buona maneggevolezza.

Un tubo lungo 3 metri, posto sulla superficie laterale della cappa e avvolto intorno alla stessa, serve a mantenere la pressione della camera uguale a quella atmosferica, evitando problemi di sovrappressione causati da un continuo accumulo del biogas uscente dal terreno.

Un tubo lungo invece poco meno di 10 centimetri è stato posizionato sulla parte superiore con lo scopo di collegare lo strumento di misura durante le analisi.

Dopo aver posizionato la cappa sul terreno e misurato la concentrazione al suo interno, i dati vengono elaborati per determinare il flusso emissivo caratteristico.

Poiché la variazione di CH₄ rispetto al tempo all'interno della cappa è stata verificata essere lineare, perlomeno nell'arco dei tempi in cui si svolge il campionamento (< 1h), la portata di metano emessa può essere calcolata come:

$$Q = \frac{V_{sb}}{S_{sb}} \frac{\partial c}{\partial t}$$

Una volta nota la Q di metano, sarà possibile calcolare, conoscendo la composizione del biogas e, quindi, la percentuale di metano all'interno dello stesso, la quantità di biogas emessa. Questa dovrà essere moltiplicata per la concentrazione di odore relativa al biogas stesso (ulteriori chiarimenti si vedranno nel paragrafo 4.2) in modo da ottenere l'OER, emesso dalla discarica.

5.3.2 Flux Chamber

Oltre alla cappa statica di cui sopra, è stata utilizzata (relativamente al secondo approccio, descritto nel capitolo 2) una Flux Chamber.

Molto simile a quella sviluppata dall'EPA, essa è stata realizzata con la logica di poter essere flussata. La cappa ha una struttura emisferica con un diametro di 50 cm e un volume poco più piccolo rispetto a quello dell'EPA (circa 32 Litri).

Realizzata in plexiglas è quindi dotata di una buona resistenza meccanica per le applicazioni in discarica e di una leggerezza che ne favorisce lo spostamento.

Sulla sommità sono stati inseriti due piccoli tubi, rispettivamente per permettere l'analisi della miscela e per flussare l'aria neutra proveniente da una bombola in pressione. Il tubo per l'analisi della composizione è di 8 mm, in modo da permettere un rapido collegamento sia con il tubo proveniente dal flussimetro (8mm) sia con quello del FID (6mm). Il flussimetro permette di regolare il valore della portata di aria, che è stata fatta variare tra i 40 l/h e i 300 l/h. Lavorando con un *range* così ampio è possibile apprezzare maggiormente la variazione del risultato letto dallo strumento, e calcolare in modo più preciso l'emissione totale.

Il flusso di metano all'interno della cappa viene calcolato con un semplice bilancio di materia, trascurando il termine di accumulo:

$$F_{air} + F_{CH4} = F_{out}$$

Dove il flusso F è espresso in L/h.

Trasformando lo stesso bilancio da volumetrico a massivo risulta:

$$Q_{aria} * 0 + Q_{CH4} * C_{CH4,in} = Q_{out} * C_{CH4, out}$$

Dove:

- Q_{aria} indica la portata di aria proveniente dalla bombola (m^3/h)
- Q_{CH4} identifica la portata di solo metano uscente dalla superficie
- Q_{out} rappresenta la portata di aria uscente, circa uguale alla portata d'aria flussata considerando che la portata biogas è trascurabile
- C_{CH4} la concentrazione di metano letta dallo strumento (FID, cfr. par. 4.3.2). Risulterà

necessario convertirla da ppm a mg/m³.

Una volta nota la quantità di metano e considerata la sua incidenza nel biogas per il 50%, la quantità di biogas risulta essere:

$$Q_{\text{biogas}} = Q_{\text{CH}_4} / 0,5$$

Al fine di valutare l'OER sarà necessario moltiplicare la quantità di biogas per la concentrazione del biogas stesso.

La flux-chamber è anche il sistema che si è deciso di adottare per l'effettuazione dei campionamenti olfattometrici per la determinazione diretta della portata di odore sulla superficie di discarica.

Essendo che per l'olfattometria dinamica è necessario prelevare dei campioni aventi una capacità di circa 6 litri, si è deciso di escludere la possibilità di utilizzare la cappa statica, poiché un prelievo di 6 litri, da un volume di 25 litri, avrebbe creato una perturbazione troppo elevata del sistema. Problema risolto con l'utilizzo della flux chamber poiché, essendo flussata, il ricambio di aria al suo interno è continuo, e per ridurre ulteriormente un'eventuale perturbazione è sufficiente non prelevare completamente i 6 litri in continuo ma in piccoli intervalli di tempo.

Una volta posizionata la cappa sul terreno, e regolato il flusso di aria desiderato, è necessario attendere un tempo sufficiente a garantire il completo ricambio dell'aria all'interno della cappa, prima di procedere al prelievo del campione odorigeno all'interno di un apposito bag in Nalophan™. Una volta nota la concentrazione di odore del campione analizzato è possibile ricavare il flusso specifico di odore dalla superficie di discarica come:

$$SOER = \frac{c_{od} Q_{air}}{A_{FB}}$$

Dove:

c_{od} = concentrazione di odore del campione (ou_e/m³)

Q_{air} = portata di aria flussata (m^3/s)

A_{FB} = Area della Flux Box (m^2)

Da qui è possibile calcolare l'OER della discarica come:

$$\text{OER} = \text{SOER} * A_{\text{TOT}}$$

5.3.3 Wind Tunnel

La Wind Tunnel è stata progettata con l'obiettivo di rendere il flusso d'aria il più uniforme possibile all'interno della cappa, al fine di simulare l'azione del vento sulla superficie da campionare. Perciò, al fine di evitare vortici o zone di ristagno, il corpo centrale della cappa deve essere investito da un flusso omogeneo di aria (Jiang et al., 1995).

Così facendo, i risultati ottenuti dalla Wind Tunnel risultano essere coerenti con i risultati teorici che descrivono il trasferimento di massa all'interfaccia liquido-gas.

La Wind Tunnel (Figura 26) rispetta i seguenti requisiti (Capelli et al., 2009b):

- Sviluppo totalmente orizzontale, vale a dire senza nessuna variazione di altezza e senza alcuna curva o inversione del flusso, sia in entrata che in uscita;
- Introduzione di una griglia forata in acciaio inox all'ingresso della Wind Tunnel, con lo scopo di rendere completamente uniforme il flusso d'aria all'interno;
- Il divergente all'ingresso della Wind Tunnel è stato progettato con una sezione orizzontale crescente e con una verticale costante (il corpo centrale della cappa ha la stessa altezza del condotto d'ingresso);
- L'introduzione di tre alette di deflessione del flusso interno del divergente, per dividere il flusso d'aria in entrata in fili di flusso omogenee e parallele;
- Il convergente è stato progettato con una sezione orizzontale decrescente, benchè quella verticale rimanga comunque costante.



Figura 26 - La Wind Tunnel

Nella Figura 26 è rappresentata una fotografia della Wind Tunnel sviluppata presso il Laboratorio Olfattometrico del PoliMi.

Gli studi condotti presso il PoliMi hanno portato a fissare la portata da fluire sotto cappa in 2500 l/h (Capelli et al., 2009a). All'uscita della Wind Tunnel è possibile prelevare un campione odorigeno per mezzo di una pompa a depressione e un apposito sacchetto di NalophanTM.

A partire dalla concentrazione di odore del campione è possibile calcolare il SOER (Specific Odor Emission Rate, espresso in $ou_e/s/m^2$ relativo alla sorgente campionata :

$$SOER = \frac{c_{od} * Q_{air}}{A_{WT}}$$

c_{od} = concentrazione di odore (ou_e/m^3)

Q_{air} = portata entrante di aria (m^3/s)

A_{WT} = Area di base del corpo centrale della cappa (m^2)

È quindi possibile calcolare l'OER della discarica moltiplicando il SOER per la superficie totale della discarica stessa.

Ad una portata di 2500 l/h corrisponde una velocità sotto cappa di 3,5 cm/s. Nonostante i primi studi condotti sui sistemi di campionamento della Wind Tunnel suggeriscano una velocità ottimale di 0,3 m/s (Bliss et al., 1995; Jiang e Kaye, 2001), studi più recenti dimostrano l'opportunità di effettuare i campionamenti a velocità inferiori, al fine di evitare di sovrastimare le emissioni da superfici poco emissive (Frechen et al., 2004).

In accordo con l'espressione del SOER sopra riportata, SOER e OER risulteranno funzione della velocità inviata sotto cappa.

La concentrazione di odore all'uscita della cappa, ossia la quantità di sostanze odorigene che passano dalla fase liquida alla fase gas per effetto della corrente di aria inviata nella cappa (convezione forzata) in questa ipotesi è funzione della velocità della corrente stessa sul pelo libero della superficie liquida.

Più precisamente, considerando che il trasferimento di materia dalla fase liquida alla fase gas avviene secondo le leggi della teoria dello strato limite di Prandtl, è possibile calcolare che la concentrazione di odore è proporzionale all'inverso della radice della velocità:

$$c_{od} \propto \frac{1}{\sqrt{v}} = v^{-\frac{1}{2}}$$

Per questo motivo, anche il flusso specifico di odore è funzione della velocità dell'aria inviata sotto cappa, ed in particolare esso è proporzionale alla radice della velocità stessa:

$$SOER \propto v^{\frac{1}{2}}$$

Nel caso specifico, il flusso specifico di odore è stato in prima battuta valutato considerando la quantità di aria inviata sotto cappa al momento del campionamento, pari a 2500 l/h, che corrispondono ad una velocità dell'aria a contatto con la superficie liquida, all'interno del corpo centrale della cappa, pari a ca. 3,5 cm/s.

Questo significa di fatto che le emissioni di odore da sorgenti areali passive sono funzione della velocità del vento, ed in particolare sono funzione della velocità dell'aria che lambisce la superficie emissiva. Al fine di calcolare l'emissione per qualsiasi valore di velocità del vento, è preferibile utilizzare la seguente relazione (Jiang e Kaye, 2001; Sohn et al., 2003):

$$SOER_{v_2} = SOER_{v_1} \left(\frac{v_2}{v_1} \right)^{\frac{1}{2}}$$

5.4 Stima della concentrazione di odore del biogas emesso dalla superficie di discarica

Al fine di poter stimare le emissioni di odore associate all'emissione di biogas dalla superficie di discarica, oltre a conoscere la portata di biogas emesso, è necessario associare a tale portata un opportuno valore di concentrazione di odore al fine di calcolare il parametro OER (cfr. par. 6.2).

La stima di questo valore è tutt'altro che banale. Esistono infatti diversi studi che riportano valori di concentrazione di odore di biogas, indicando valori dell'ordine delle 900.000 ou_e/m³ (Sironi et al., 2005), ma tali valori si riferiscono al biogas puro, prelevato direttamente sui pozzi di captazione.

Esistono però studi che dimostrano che attraversando la superficie di discarica il biogas subisce una progressiva degradazione, che determina una riduzione della concentrazione di odore dello stesso (Sil et al., 2014). Pertanto l'utilizzo della concentrazione di odore del biogas puro per la caratterizzazione delle emissioni di odore dalla superficie di discarica comporterebbe una sovrastima delle emissioni di odore. Tale effetto di riduzione di concentrazione di odore è difficilmente valutabile a priori, per cui si rende necessario stimare la concentrazione di odore del biogas emesso attraverso la superficie di discarica in altro modo.

In questo caso si è deciso di verificare l'esistenza di una correlazione tra concentrazione di metano, ricavata sperimentalmente ed espressa in ppm, e concentrazione di odore, espressa in

ou_e/m³.

A tale scopo sono state condotte delle specifiche campagne di campionamento in discarica, che hanno previsto di adottare il sistema di campionamento Flux Chamber (cfr. par. 5.3.2) per effettuare delle misure di concentrazione di CH₄ e contemporaneamente prelevare dei campioni di odore in opportuni bag di Nalophan™, da sottoporre ad analisi olfattometriche per la determinazione delle concentrazioni di odore.

Più nel dettaglio, i campionamenti sono stati eseguiti nel lotto I della discarica (cfr. par. 4.1) e sono stati condotti tra Marzo 2014 e Settembre 2014.

I dati raccolti sono stati messi a confronto come indicato in Tabella 11:

Data	Q aria da bombola (l/h)	Q aria da bombola (m3/s)	CH4 (ppm)	c,od (ou/m3)	SOER
05-mar-14	100	2,77778E-05	280	228	0,032255402
	250	6,94444E-05	110	144	0,050929582
	300	8,33333E-05	130	136	0,057720193
	500	0,000138889	60	161	0,113884204
18-apr-14	60	1,66667E-05	110	228	0,019353241
	150	4,16667E-05	70	85	0,01803756
	300	8,33333E-05	40	121	0,051353995
21-apr-14	60	1,66667E-05	19	144	0,0122231
	100	2,77778E-05	20	128	0,018108296
	150	4,16667E-05	25	64	0,013581222
	200	5,55556E-05	33	45	0,012732395
	400	0,000111111	23	43	0,024333022
18-lug-14	300	8,33333E-05	150	136	0,045333333
12-set-14	300	8,33333E-05	500	23	0,007666667
23-set-14	300	8,33333E-05	150	342	0,114
	300	8,33333E-05	800	34	0,011333333

Tabella 11 - Risultati campagna marzo/settembre 2014

Per quanto riguarda la correlazione tra concentrazione di CH₄ e concentrazione di odore sono stati eliminati i valori di concentrazione di odore inferiori alle 40 ou_e/m³, in quanto ritenute

concentrazioni relative al terreno. Tuttavia, in futuro, si potrebbe pensare di non considerare i valori di concentrazione di odore inferiori alle 80 ou_e/m³, come previsto dalla linea guida emessa dalla Regione Lombardia.

I dati riportati in Tabella 11 possono essere rappresentati in un grafico in cui in ascissa è riportata la concentrazione di CH₄ e in ordinata la concentrazione di odore, ottenendo così una visualizzazione che consente di valutarne la correlazione, come raffigurato in Figura 27:

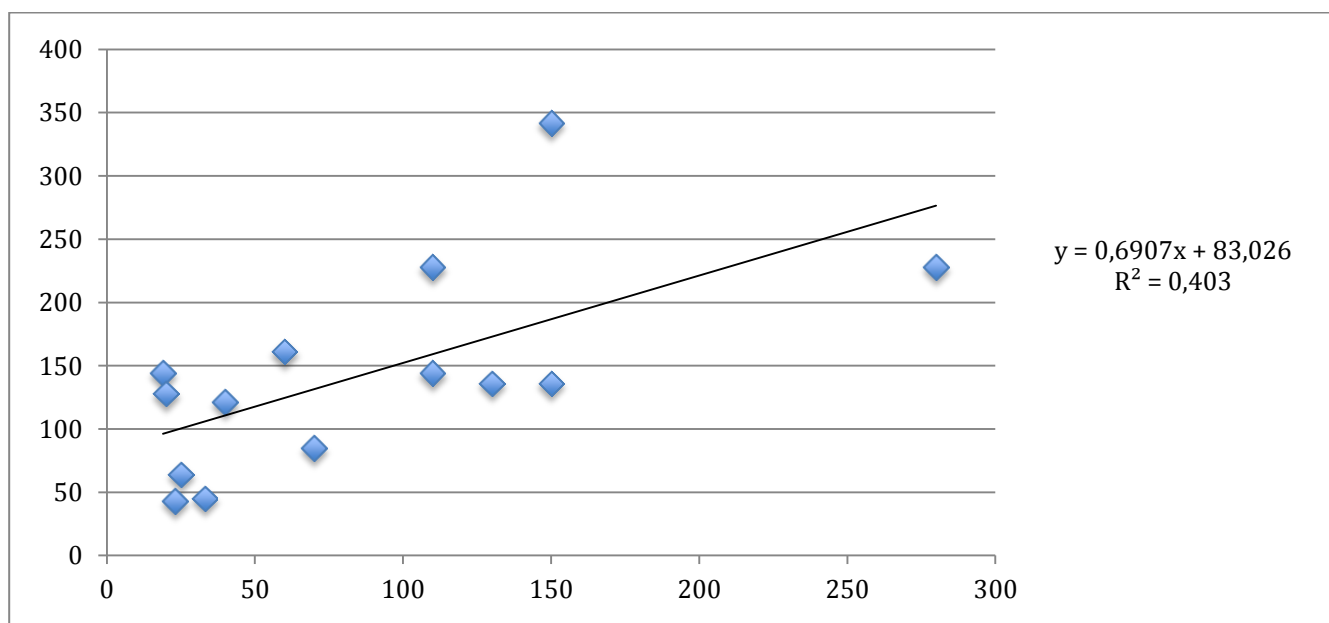


Figura 27 - Correlazione CH₄ (in ascissa) e c_{od} (in ordinata)

Come è possibile vedere in Figura 27 la correlazione risulta abbastanza modesta ($R^2 = 0,40298$). Appare evidente come la correlazione sia particolarmente scarsa per bassi valori della concentrazione di odore. Questo potrebbe essere spiegato se si pensa ai limiti intrinseci alla misura olfattometrica, per cui è difficile misurare accuratamente valori di concentrazione di odore al di sotto i 50-100 ou_e/m³.

Proprio per questo motivo, nella linea guida della Regione Lombardia (DGR del 15 Febbraio 2012), nell'allegato 1 relativo ai requisiti per l'applicazione dei modelli di dispersione, si

specifica che valori inferiori alle 80 ou_e/m³ non debbano essere considerati per la modellazione. La motivazione è che valori di concentrazione di odore di quest'ordine di grandezza sono paragonabili a valori caratteristici dell'aria ambiente.

Per quanto riguarda il caso in esame, concentrazioni di odore inferiori alle 80 ou_e/m³ possono essere considerate caratteristiche del terreno e della vegetazione presente sulla superficie della discarica più che dell'effettiva emissione di biogas. Per questo motivo, come si può vedere in Figura 23, al fine del calcolo della correlazione non sono stati tenuti in considerazione i due dati in rosso.

Nonostante la correlazione tra le concentrazioni di CH₄ misurate e le concentrazioni di odore dei campioni prelevati sulla superficie di discarica non sia elevata, è comunque possibile ipotizzare di interpolare i dati sperimentalmente con una retta interpolante la cui equazione risultante è (Figura 27):

$$y = 0,6907x + 83,026$$

Dove x è la concentrazione di CH₄ espressa in ppm, mentre y è la concentrazione di odore, espressa in ou_e/m³. Poichè la concentrazione di metano nel biogas puro è di circa 500.000 ppm, corrispondenti al 50% v/v, sostituendo tale dato nell'equazione di cui sopra si ottiene un valore di concentrazione di odore del biogas emesso dalla superficie della discarica pari a circa 345.000 ou_e/m³.

Il termine di confronto è rappresentato dalla concentrazione di odore del biogas puro, prelevato non sulla superficie di discarica ma direttamente dal pozzo di captazione, che, come detto, è riscontrabile in letteratura pari a 900.000 ou_e/m³ (Sironi et al., 2005).

Da questo confronto è possibile osservare innanzitutto che i due valori sono dello stesso ordine di grandezza.

Il dato preliminare ricavato nel presente studio appare dunque ragionevole, considerando il fatto che, come detto, durante l'attraversamento dei gas dell'ultimo strato di terreno e della copertura

finale della discarica si verifica un'azione di riduzione dell'odore a causa di un effetto di bio-ossidazione e degradazione dei composti odorigeni per effetto di una degradazione biologica (Capanema et al., 2014; Solan et al., 2010).

Sarà tuttavia necessario in futuro effettuare altre misurazioni al fine di incrementare la robustezza dei dati e della correlazione ottenuta.

5.5 Progettazione e sviluppo di sistemi di campionamento specifici per discariche

Per quanto riguarda l'utilizzo della cappa statica, nel corso di studi precedenti si è tentato di riprodurre i risultati ottenuti da un gruppo di ricerca tedesco (Rachor et al., 2013), secondo cui, lasciando la cappa statica sempre posizionata sul terreno e misurandone la concentrazione di CH₄ all'interno ad intervalli regolari di circa 3-6 minuti, si sarebbe osservata una crescita lineare nel tempo della concentrazione di metano.

I risultati ottenuti con queste modalità operative non sono state soddisfacenti, poichè non si è riuscito ad osservare una crescita lineare nel tempo della concentrazione di metano, come era stato predetto in linea teorica.

Per questo motivo si è definito che, dopo ogni rilevazione, la cappa venga risolledata al fine di consentire l'aerazione della superficie coperta e la rimozione dell'eventuale biogas accumulato.

Successivamente a questa operazione la cappa può essere riposizionata nello stesso punto per l'esecuzione di un'altra misurazione, ricominciando a contare il tempo da 0.

In questo modo, ossia ripetendo più misure nello stesso punto e a diversi tempi, avendo cura di sollevare e riposizionare la cappa fra una misurazione e la successiva e facendo ripartire da 0 il tempo ogni volta, è stato possibile "convalidare" la procedura di campionamento, verificando che la concentrazione di CH₄ crescesse linearmente nel tempo come previsto dalla teoria.

In definitiva, è stata definita la seguente procedura specifica di campionamento mediante cappa statica, che prevede le seguenti operazioni:

- posizionare la cappa sul terreno
- aprire il tubo di collegamento con l'esterno, al fine di prevenire eventuali sovrappressioni;
- attendere un paio di minuti in modo da permettere la diffusione del biogas
- tappare il tubo laterale di collegamento con l'esterno, in modo da evitare richiami d'aria all'interno della cappa, e procedere con la misurazione dei ppm di CH₄ dal tubo posizionato nel mezzo della superficie superiore della cappa
- sollevare e areare bene la cappa per tornare alla situazione iniziale di assenza di biogas tra la stessa e il terreno
- ripetere il procedimento attendendo un tempo maggiore, al fine di misurare una concentrazione maggiore

Le misurazioni sono state condotte ad intervalli regolari di 3 minuti l'uno dall'altro, registrando una concentrazione di metano crescente linearmente nel tempo.

Al fine di determinare la concentrazione di odore emessa dalla discarica si è invece deciso di effettuare i campionamenti con la flux chamber.

Il motivo di questa scelta risiede principalmente nel fatto che per l'olfattometria dinamica è necessario prelevare campioni aventi una capacità di circa 6 litri. Prelevare un campione di tali dimensioni da una cappa statica avrebbe creato un'eccessiva perturbazione del sistema.

Ciò non succede se si utilizza una *flux chamber* in quanto il flusso continuo d'aria all'interno della cappa fa sì che il volume sia continuamente ricambiato in modo da prelevare un volume maggiore di gas senza perturbare il sistema (cfr. par. 5.3.2).

Sono state condotte svariate prove facendo variare il flusso d'aria entro un range che va da 100 a 300 l/h. All'uscita della camera la concentrazione di odore è risultata diminuire all'aumentare della portata d'aria flussata, rimanendo dunque nell'intorno di quanto previsto dalla linea guida US-EPA, che fissa un valore di 150 l/h.

Sulla base delle esperienze sul campo condotte per la verifica e la convalida dei sistemi di campionamento sviluppati nell'ambito di questo progetto è stato possibile definire le procedure di

campionamento ottimali per la misura sia del CH₄ sia della concentrazione di odore su superfici di scarica.

Le procedure definite sono di seguito descritte:

- Per quanto riguarda la cappa statica, il tempo necessario alla misurazione è stato stabilito di 10 minuti
- Per quanto riguarda la misurazione della concentrazione di odore, si è deciso di flussare 200 l/h attendendo un tempo di 12 minuti

5.6 Ottimizzazione del modello per il calcolo dell'OER in funzione della velocità del vento

In generale, quando si ha a che fare con superfici areali passive, la stima del flusso emissivo è più complessa che nel caso di sorgenti puntuali, in particolare per la difficoltà di valutare una portata emissiva associata alla sorgente.

Esistono diversi studi legati alla valutazione delle emissioni di odore da superfici areali passive, che riguardano in particolar modo l'impiego di specifici sistemi di campionamento che consentono di associare ad un valore di concentrazione misurato anche un valore di portata, permettendo dunque la determinazione del flusso emissivo. La quasi totalità di questi studi riguarda però le sorgenti areali liquide (Capelli et al., 2009a,b).

Il metodo di campionamento sviluppato presso il Politecnico di Milano per il campionamento da sorgenti areali è una cosiddetta "Wind Tunnel" (Figura 28), ossia un particolare tipo di cappa che ha la funzione di simulare l'effetto del vento sulla superficie da campionare.

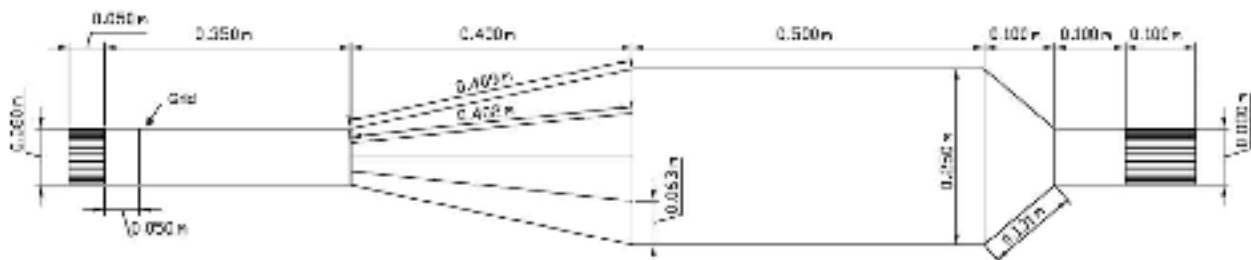


Figura 28 - Piano della Wind Tunnel

Tale sistema è stato validato per il campionamento su sorgenti areali liquide (Capelli et al., 2009b), ed è stato preso come riferimento anche nell'unica normativa attualmente esistente in materia di campionamento di odore, ossia la già citata linea guida tedesca VDI 3880 (Capelli et al., 2013b).

Con la Wind Tunnel è possibile stimare l'OER relativo alla sorgente campionata nel seguente modo: in prima battuta si calcola il cosiddetto SOER (Specific Odor Emission Rate) come :

$$SOER = \frac{c_{od} * Q_{air}}{A_{WT}}$$

Con A_{WT} = superficie di base della Wind Tunnel.

Da questo valore è poi possibile valutare l'OER moltiplicando il SOER per l'area della sorgente:

$$OER = SOER * A_{emissiva}$$

Nonostante questo sistema di campionamento sia stato fino ad oggi validato solamente per i liquidi, mentre gli studi per la convalida dello stesso su solidi sono ancora in corso (Capelli et al., 2012, Visconti, 2014), e nonostante ci siano studi che spieghino che l'impiego della Wind Tunnel per il campionamento da superfici poco emissive possa portare ad una sovrastima delle emissioni (Frechen et al., 2004), si è comunque voluto provare ad impiegare questo metodo per la valutazione delle emissioni di odore dalla superficie della discarica esaminata.

È importante osservare che il SOER, e di conseguenza l'OER, sono funzioni della velocità dell'aria inviata sotto cappa. In particolare è possibile dimostrare che:

$$C_{od} \sim v^{-\frac{1}{2}}$$

di conseguenza:

$$SOER, OER \sim v^{-\frac{1}{2}}$$

Questo significa altresì che l'emissione da una sorgente areale è funzione della velocità dell'aria che lambisce la superficie emissiva, che influisce sulla volatilizzazione delle molecole odorigene dalla sorgente all'atmosfera. L'emissione è, dunque, funzione della velocità del vento.

Per questo motivo, nel caso in cui i dati di OER ottenuti mediante Wind Tunnel debbano essere impiegati per l'applicazione di un modello di dispersione, l'OER dovrà essere ricalcolato per ogni ora del dominio di simulazione in funzione della velocità del vento misurata in quell'ora:

$$OER_{v_2} = OER_{v_1} \left(\frac{v_2}{v_1} \right)^{\frac{1}{2}}$$

In questo senso si è cercato di ottimizzare il modello emissivo per superfici areali solide: oltre che considerare l'OER come funzione della velocità del vento, che solitamente è misurata da un anemometro posto ad un'altezza di 10 metri dal suolo, si è deciso di provare a studiare l'andamento della velocità del vento con la quota, in modo da ricalcolare il valore di OER utilizzando non la velocità del vento misurata a 10 metri, bensì ricalcolandola a livello del suolo, ossia alla quota alla quale si trova la sorgente emissiva.

Quindi sono stati messi a confronto tre casi che si differenziano per il modo in cui l'OER viene ricalcolato per ogni ora del dominio di simulazione (1anno) in funzione della velocità del vento:

- Nel 1° caso l'OER è stato ricalcolato considerando la velocità del vento tal quale, ossia quella registrata dalla stazione meteo

- Nel 2° caso la velocità considerata per il calcolo dell'OER non è stata la velocità del vento direttamente misurata, ma una velocità ricalcolata al suolo a partire dalla quota della sorgente (10 metri) con un modello "Power-Law"
- Nel 3° caso, come nel 2°, la velocità del vento è stata ricalcolata al suolo a partire da quella alla quota della sorgente (10 metri) con un modello logaritmico

Il modello Power-Law è una formula empirica per il calcolo della velocità media, basata sulla ricerca di grandezza dell'esponente α , che fornisce la misura migliore della velocità del vento tra due altezze:

$$v_w^{h1} = v_w^{h2} * \left(\frac{h1}{h2}\right)^\alpha$$

Dove v_w^{h1} e v_w^{h2} sono le velocità del vento alle altezze 1 e 2, rispettivamente, mentre α è il *fattore di Hellman*, funzione di stabilità atmosferica e tipologia di terreno. L'equazione si basa sul presupposto che la grandezza dell'esponente sia una costante tra le due altezze e dipenda solo dalla rugosità del terreno sottostante. In realtà, tuttavia, α varia con la velocità del vento, la stabilità e l'altezza. Inoltre, la Power-Law non approssima tutte le altezze possibili ma si adatta meglio su tutta la gamma di altezze moderate, vale a dire con h compreso tra 30 e 300 m (Cook, 1997).

Il modello logaritmico è frutto di considerazioni fluidodinamiche in zone particolari (sottostrato inerziale) dove risultano valide sia la "Law of the Wall" che la "Velocity Defect Law", producendo un profilo di vento dato dalla formula (Drew et al.,2013):

$$v_w^h = \frac{u_*}{k} \ln\left(\frac{h}{z}\right)$$

dove u_* è l'attrito, k è la costante di von Karman, z la scabrezza della superficie. Per le regioni piene di ostacoli come piante e palazzi, il flusso medio non penetra fino alla superficie quindi il profilo di vento è 'spostato' verticalmente:

$$v_w^h = \frac{u_*}{k} \ln \left(\frac{(h-d)}{z} \right)$$

dove d è lo spostamento rispetto al terreno.

Nonostante venga applicato a tutto lo strato limite il logaritmo del profilo del vento è valido solo all'interno del substrato inerziale (ISL). L'ISL, tipicamente, va da 4 a 6 volte l'altezza media dei palazzi, fino a 10% della profondità di strato limite (Ricciardelli e Polimeno, 2006).

Numerosi lavori presenti in letteratura (Tieleman, 2008; Li et al., 2010) dimostrano che questa legge logaritmica non è rappresentativa della velocità del vento per altezze che superano i 200 metri.

Si è quindi deciso di utilizzare il modello Deaves Harris (DH) che va incontro alle condizioni al contorno superiore e inferiore, e per questo, è applicabile all'intero strato limite, non solo quello superficiale (Deaves e Harris, 1978). Il profilo della velocità del vento è dato dalla seguente equazione:

$$v_w^h = \frac{u_*}{k} \left[\ln \left(\frac{h}{z} \right) + 5,75 \left(\frac{h}{H} \right) - 1,88 \left(\frac{h}{H} \right)^2 - 1,33 \left(\frac{h}{H} \right)^3 + 0,25 \left(\frac{h}{H} \right)^4 \right]$$

dove H è l'altezza dello strato limite neutro;

$$H = \frac{u_*}{Bf}$$

dove f è il parametro di Coriolis, mentre B è una costante empirica che, in base a varie osservazioni sul profilo del vento, è stimata circa 6 (Tieleman, 2008).

Nei capitoli successivi verranno mostrati i risultati ottenuti con i metodi sopracitati.

6. Applicazione dei diversi metodi nella simulazione di impatto olfattivo

6.1 Confronto tra i diversi metodi

Questo capitolo ha lo scopo di descrivere nel dettaglio i diversi metodi applicati per stimare le emissioni di odore della discarica oggetto di studio (cfr. par. 4.1) e di metterli a confronto.

Al fine di confrontare i diversi metodi, i dati di emissione ottenuti attraverso i diversi approcci sono stati utilizzati come dati di input per l'applicazione di un modello di dispersione atmosferica (nel caso specifico: CALPUFF), per cui, di fatto, il confronto si è basato sulla comparazione degli esiti del modello ottenuti impiegando i diversi dati emissivi di input.

Al fine di studiare i diversi approcci (cfr. cap. 3) sono stati progettati 7 casi studio, suddivisi in 3 gruppi corrispondenti ai 3 approcci descritti al par. 3.1 e, per ciascuno di questi, si è applicato il modello di dispersione in modo tale da confrontare le risultanze.

Approccio I: Impiego di modelli per la stima della portata di biogas prodotto.

- Caso Studio 1: nel primo caso è stato utilizzato il modello LandGEM al fine di stimare la portata di biogas. Poiché, come già accennato al paragrafo 3.2, il LandGEM, fatta eccezione per la quantità di rifiuti conferiti, prevede di utilizzare dei dati di input (k e L_0) costanti, i valori di k e L_0 impostati per l'applicazione del modello sono stati ottenuti come media aritmetica dei valori caratteristici relativi alla discarica in esame per gli anni di esercizio. Una volta stimata la quantità di CH_4 prodotta è possibile stimare la quantità di biogas prodotta passando attraverso il dato di c_{CH_4} presente all'interno del biogas (50% v/v). La quantità di biogas emessa può essere poi stimata come $Q_{LFG_{prodotta}} - Q_{LFG_{captata}}$, ed infine la portata di odore (OER) è ottenuta come prodotto fra la Q_{LFG} emessa e la c_{od} del biogas.

- Caso Studio 2: molto simile al precedente, nel secondo caso si è utilizzata la versione modificata del software LandGEM (cfr. par. 5.2). I parametri di input, k e L_0 , sono stati fatti variare anno per anno, usando un valore caratteristico per ogni singolo anno di esercizio. Stimata la quantità di CH_4 con il nuovo software, il procedimento è analogo al caso precedente: viene calcolata la quantità di biogas utilizzando la concentrazione di CH_4 al suo interno, calcolata la quantità di biogas emessa ed infine l'OER.

Approccio II: Misura della quantità di CH_4 emessa direttamente dalla superficie di discarica.

- Caso studio 3: nel caso studio numero 3, la quantità di CH_4 emessa è stata misurata direttamente sulla superficie di discarica. Utilizzando una *flux chamber* (cfr. par. 5.3.2) e basandosi su diversi metodi di campionamento descritti nel paragrafo 5.5, sono state condotte campagne di misure al fine di ottenere la quantità di CH_4 emessa dalla discarica. Il valore di portata di CH_4 emesso utilizzato per la simulazione è stato ottenuto a partire dalla media aritmetica di tutte le misurazioni effettuate durante questa campagna, rilevate attraverso l'uso di un FID (cfr. par. 4.3.2) ed espresse in ppm. Passando per la concentrazione di CH_4 all'interno del biogas, è possibile ottenere la quantità di biogas emessa dalla superficie di discarica. L'OER relativo alla discarica è stato calcolato come prodotto fra la portata di biogas e la concentrazione di odore del biogas stesso.

Per questi tre casi studio, che si basano sulla stima della quantità di biogas emesso dalla discarica, al fine di valutare l'OER è necessario moltiplicare la portata di biogas per la concentrazione di odore del biogas stesso emesso attraverso la superficie della discarica. Il valore di concentrazione di odore impiegato nei tre casi è stato quello ricavato a partire dalla correlazione fra concentrazione di CH_4 e concentrazione di odore, come descritto nel paragrafo 5.4, e pari a $345000 \text{ ou}_e/\text{m}^3$.

Approccio III : Misura diretta dell'OER sulla superficie di discarica.

- Caso studio 4: nel caso in esame si è deciso di misurare direttamente la concentrazione di

odore sulla superficie di discarica. Sulla base dei metodi di campionamento già visti nei paragrafi precedenti (cfr. par. 5.3), è stata utilizzata una *flux chamber* (cfr. par. 5.3.2), opportunamente flussata con aria, al fine di effettuare una campagna di misurazioni utili a rilevare la concentrazione di odore. Grazie alle analisi olfattometriche effettuate sui campioni riportati è stato possibile ottenere un valore di c_{od} pari alla media geometrica di tutti i dati ottenuti dalle campagne sperimentali sul campo. A partire da questo dato, è stato calcolato il SOER della discarica e, successivamente, l'OER relativo ad ogni cella emissiva considerata per la simulazione (cfr. par. 4.2). In questo caso studio il SOER della discarica è considerato come un valore costante, non funzione della velocità del vento, come invece per i casi studio 5, 6 e 7.

- Caso studio 5: nel quinto caso studio, la concentrazione di odore è stata misurata direttamente sulla discarica con l'ausilio di una Wind Tunnel (cfr. par. 5.3.3). I campioni ottenuti sono stati analizzati dal Laboratorio Olfattometrico permettendo di ottenere una concentrazione di odore per ogni singolo punto. La concentrazione di odore della discarica, ottenuta come la media geometrica di tutte le misurazioni è stata utilizzata tal quale, analogamente al caso precedente, per calcolare il SOER della discarica ($c_{od} * Q_{air}$) e, quindi, per l'OER delle celle emissive. In questo caso, a differenza del precedente, l'OER è considerato come funzione della velocità del vento e ricalcolato per ogni ora del dominio di simulazione considerando la velocità del vento registrata dalla stazione meteo (cfr. par. 5.6).
- Caso studio 6: sulla falsa riga del caso studio 5, anche nel presente caso si è partiti dalla concentrazione di odore misurata utilizzando la Wind Tunnel. Il procedimento utilizzato è assolutamente identico al caso studio precedente, ma la differenza sta nel calcolo dell'OER. Questo, dopo essere stato calcolato per ogni singola cella emissiva, è stato correlato alla velocità del vento attraverso la legge "Power Law" (cfr. par. 5.6).
- Caso studio 7: del tutto analogo al caso studio 6. L'unica differenza tra i due casi è la correlazione utilizzata per il calcolo dell'OER. Per il caso in esame si è deciso di utilizzare una legge del tipo logaritmico, nello specifico denominata "Deaves Harris" (DH).

6.2 Scenari emissivi

Sono di seguito proposti i vari scenari emissivi relativi ad ognuno dei metodi sopra descritti.

6.2.1 Stima della portata di biogas emessa con LandGEM

Come già annunciato in precedenza, è bene ricordare che il LandGEM fornisce soltanto la quantità di biogas prodotta (non quella emessa, utile al calcolo dell'OER).

Come prima cosa sono stati inseriti i parametri di input necessari al funzionamento del software EPA.

La quantità di rifiuti conferiti in discarica anno per anno a partire dall'anno di apertura della discarica (1993) è stata fornita da ECONORD (Tabella 12).

Year	Input Units (Mg/year)	Calculated Units (short tons/year)
1993	272.886	300.175
1994	332.873	366.160
1995	374.407	411.848
1996	479.973	527.970
1997	430.213	473.234
1998	374.061	411.467
1999	340.583	374.641
2000	318.513	350.364
2001	273.783	301.161
2002	274.977	302.475
2003	250.028	275.031
2004	240.814	264.895
2005	240.814	264.895
2006	101.044	111.148
2007	101.044	111.148
2008	290.103	319.113
2009	193.552	212.907
2010	151.624	166.786
2011	173.000	190.300
2012	82.274	90.501
2013	153.915	169.307

Tabella 12 - Rifiuti conferiti nella discarica di Gorla dal 1993 al 2013

Per quanto riguarda la valutazione del coefficiente k (si veda capitolo 3). Prendendo in considerazione la Tabella 6 (cfr. par. 3.2) ed essendo nota la piovosità media annuale della zona in cui è situata la discarica studiata (1175 mm, www.climate-data.org, www.gorlamaggiore.bgweb.it), il range di valori di k è dipeso esclusivamente dal tipo di rifiuto.

Sulla base delle normative in vigore dal 1993 al 2013, è stato supposto un valore caratteristico del parametro k per ogni singolo anno di attività della discarica. Successivamente tra questi valori caratteristici è stata fatta una media aritmetica che ha portato quindi al valore finale di k inserito nel LandGEM:

$$k=0,038 \text{ year}^{-1}$$

Considerazioni analoghe sono state fatte per la costante di generazione del metano, L_0 (utilizzando la Tabella del capitolo 3), ipotizzando, anche in questo caso anno per anno, la merceologia dei rifiuti conferiti nel sito. Dunque allo stesso modo il valore in questione è stato ottenuto ricorrendo a una media aritmetica tra i valori stimati ed è stato posto pari a:

$$L_0=135 \text{ m}^3/\text{Mg}$$

La concentrazione del metano nel biogas è stata supposta 50% v/v (si veda capitolo 2), mentre la concentrazione di composti non metanici (NMOC), espressa in ppmv di esano, è stata impostata al valore di default del LandGEM (4000 ppmv).

MODEL PARAMETERS		
Methane Generation Rate, k	0,038	year ⁻¹
Potential Methane Generation Capacity, L ₀	135	m ³ /Mg
NMOC Concentration	4.000	ppmv as hexane
Methane Content	50	% by volume

Tabella 13 - Riepilogo dati LandGEM

Una volta inseriti i diversi parametri nel programma (Tabella 13), si è riusciti a stimare la quantità di biogas prodotta per l'anno 2014 pari a:

$$Q_{\text{biogas}}=3,545 \cdot 10^7 \text{ m}^3/\text{year}$$

Sono di seguito riportati i grafici relativi alla quantità di biogas e metano prodotti ottenuti mediante l'applicazione del modello LandGEM per gli anni di attività della discarica (Fig. 29 e 30):

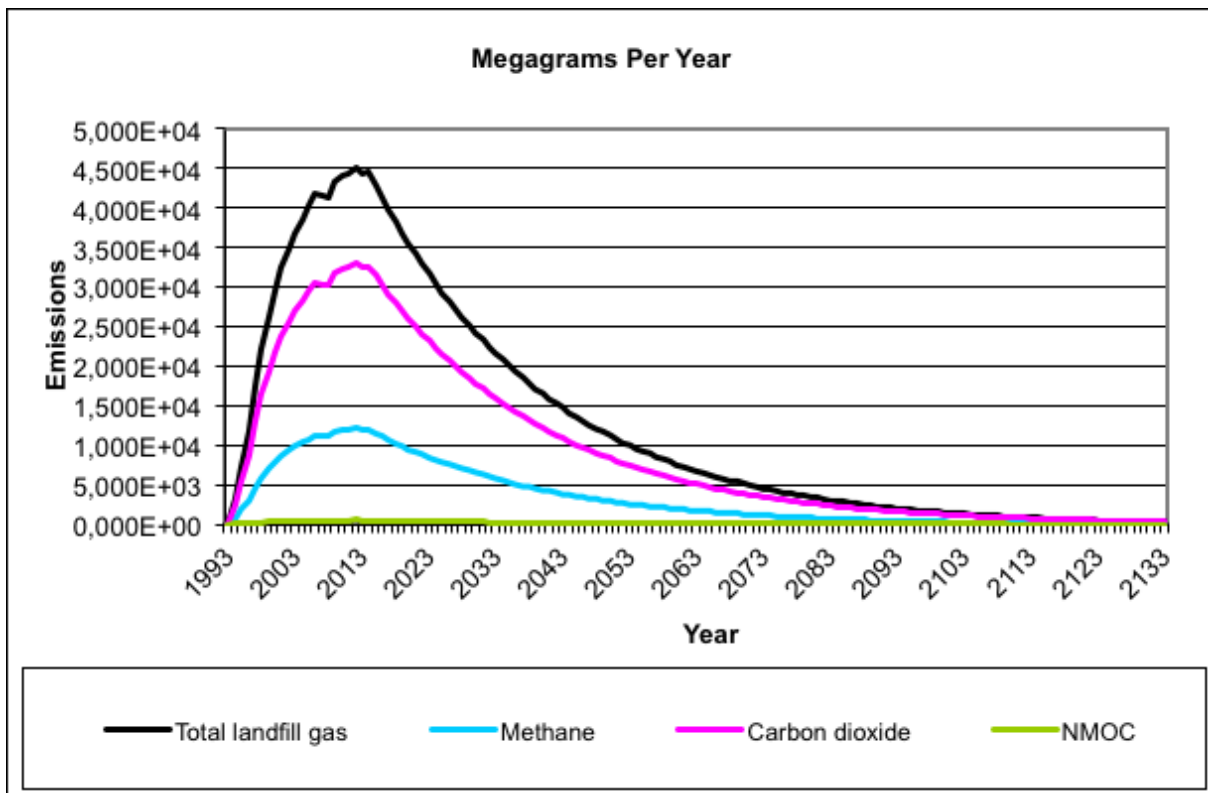


Figura 29 - Quantità di inquinanti in Mg/year emessi dalla discarica (vedi legenda)

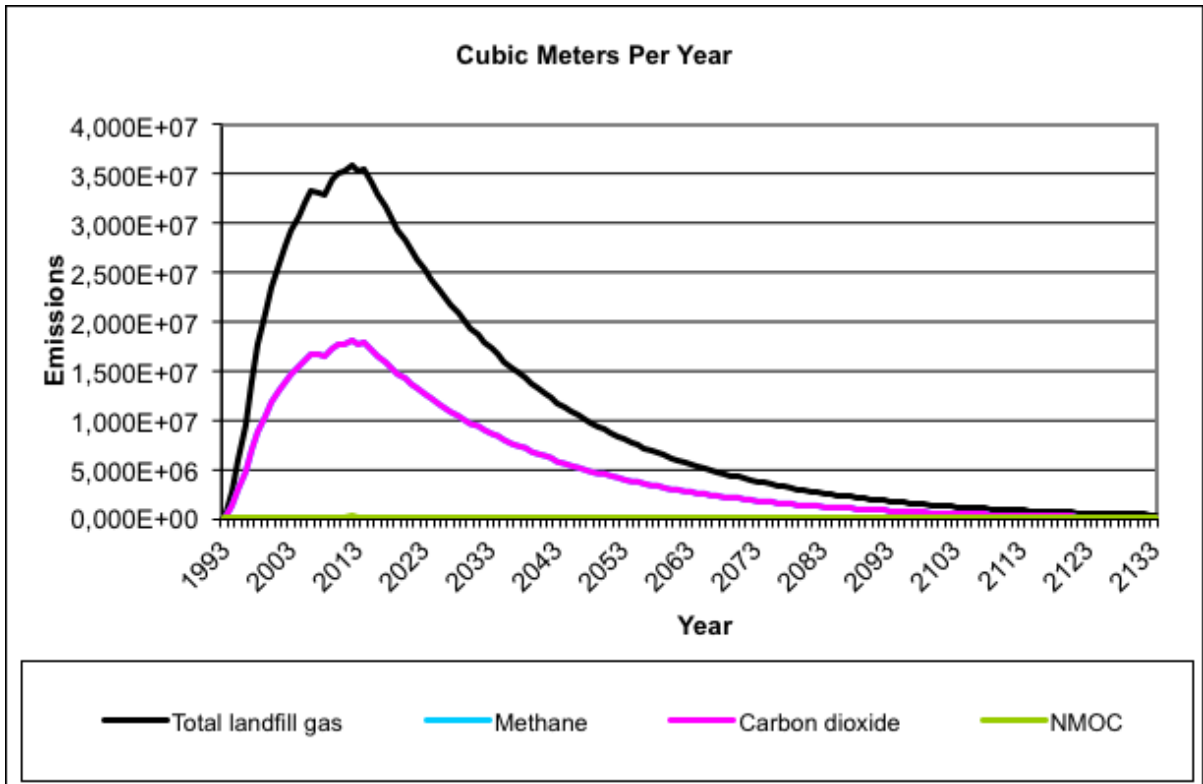


Figura 30 - Quantità di inquinanti in m³ per anno emessa dalla discarica (vedi legenda)

La quantità di biogas captata dal sistema di collettamento risulta essere 2200 m³/h (dato fornito da ECONORD). Di conseguenza la portata di biogas emessa risulta dalla differenza tra biogas prodotto e biogas captato:

$$Q_{emessa} = Q_{tot} - Q_{capt} = 1872,77 \text{ m}^3/\text{h}$$

Una volta stimata la concentrazione di odore con la correlazione fornita nel capitolo 4.2, pari a 345000 ou_e/m³, è possibile stimare l'OER della discarica:

$$OER = Q_{emessa} * c_{od} = 179473 \text{ ou}_e/\text{s}$$

Calcolata la porzione di area effettivamente dedicata all'abbancamento dei rifiuti, come somma delle aree delle diverse celle, 203707 m², si è proceduto al calcolo del SOER:

$$SOER = OER / A_{tot} = 0,88 \text{ ou}_e/(\text{m}^2 * \text{s})$$

6.2.2 Stima della portata di biogas emessa con LandGEM modificato

Anche in questo caso, la versione migliorata del LandGEM fornisce la quantità di biogas totale prodotta dalla discarica.

Tenendo conto della piovosità media annuale del luogo dove sorge la discarica e della dipendenza dei parametri k ed L_0 dal tipo di rifiuto, sono stati ipotizzati, in base alle normative vigenti, dei valori relativi ad ogni singolo anno di attività dell'impianto.

Considerando la concentrazione di metano all'interno del biogas costante negli anni e pari al 50% v/v, si riepilogano, in Tabella 14, i dati di input, anno per anno:

Year	K	L0	Methane Content (% by volume)	Input Units (Mg/year)
1993	0,06	180	0,5	272886
1994	0,06	180		332873
1995	0,06	180		374407
1996	0,055	175		479973
1997	0,055	175		430213
1998	0,055	175		374061
1999	0,05	170		340583
2000	0,045	165		318513
2001	0,045	165		273783
2002	0,045	160		274977
2003	0,04	140		250028
2004	0,035	135		240814
2005	0,03	125		240814
2006	0,03	120		101044
2007	0,025	110		101044
2008	0,02	105		290103
2009	0,02	100		193552
2010	0,02	80		151624
2011	0,02	70		173000
2012	0,02	65		82274
2013	0,02	60		153915

Tabella 14 - Parametri di input anno per anno utilizzati nell'applicazione del LandGEM modificato

La quantità di biogas prodotta dalla discarica per l'anno 2014 dell'applicazione del LandGEM modificato risulta essere:

$$Q_{\text{tot}}=3,427 \cdot 10^7 \text{ m}^3/\text{year}$$

Sono di seguito riportati (Figure 31 e 32) i grafici riguardanti le quantità di biogas e di metano calcolate con il LandGEM modificato:

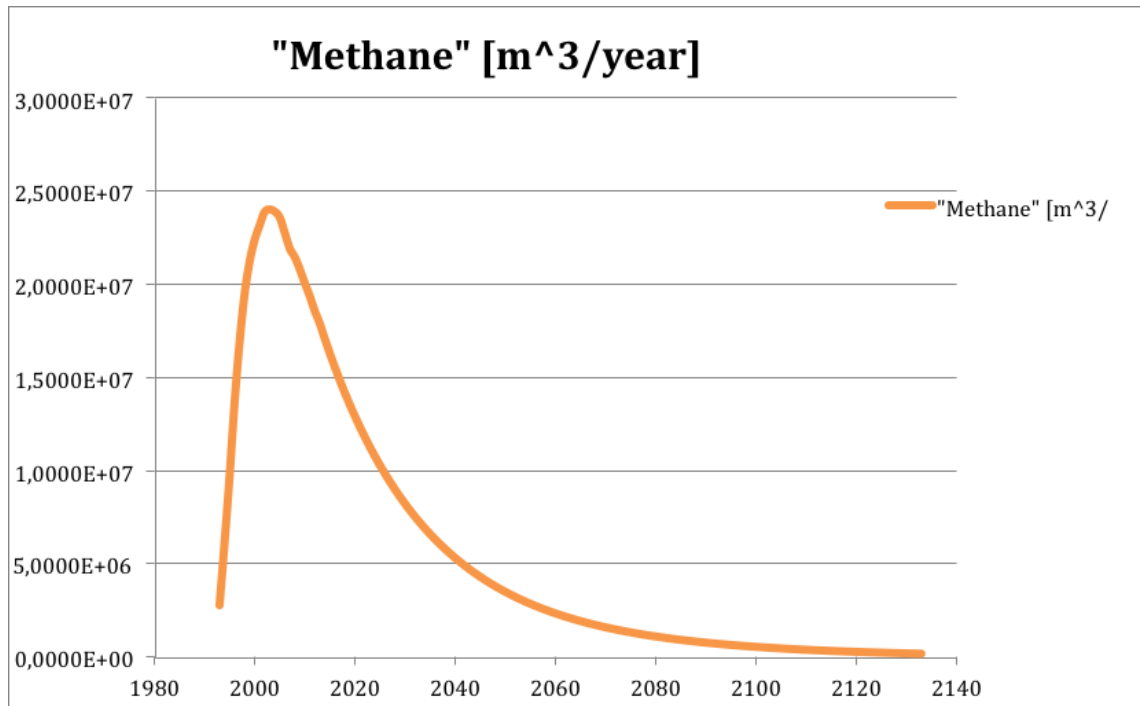


Figura 31 - Quantità di metano in m³/year emessa dalla discarica

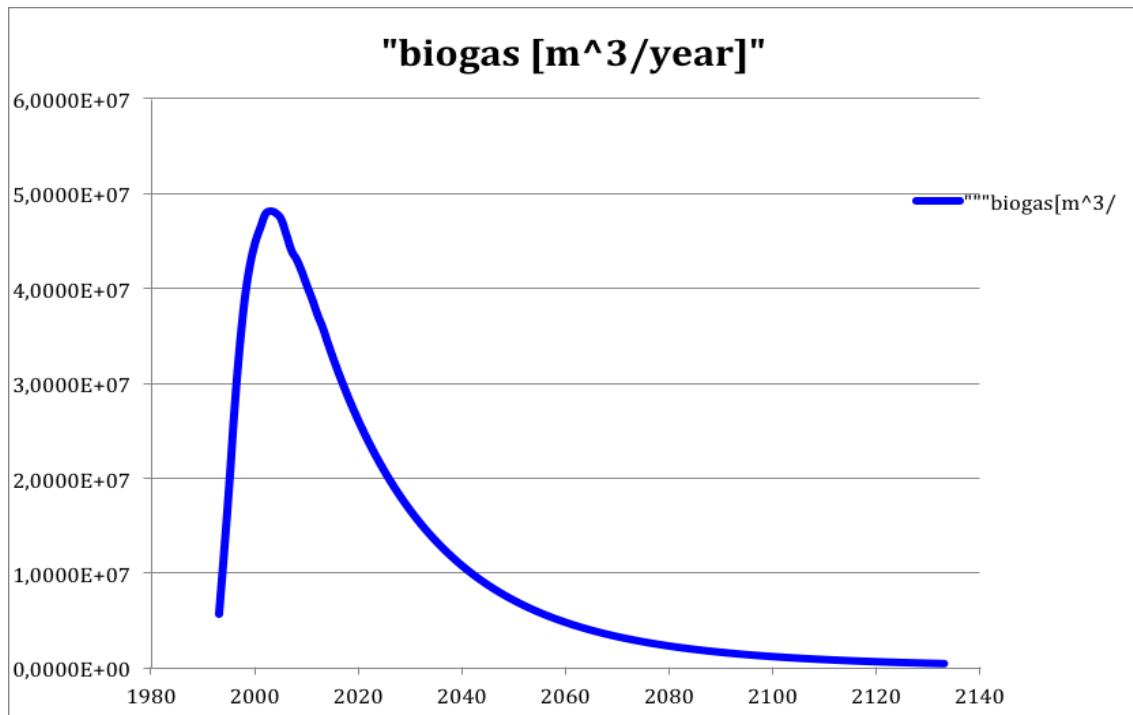


Figura 32 - Quantità di biogas in m³/year emessa dalla discarica

Sulla falsa riga del caso studio precedente, si è proceduto al calcolo della quantità di biogas emessa (la quantità di biogas captata è sempre stata considerata pari a 2200 m³/h):

$$Q_{emessa} = Q_{tot} - Q_{capt} = 1712,58 \text{ m}^3/\text{h}$$

Si prosegue, quindi, calcolando rispettivamente i valori di OER e SOER della discarica:

$$OER = Q_{emessa} * c_{od} = 164122 \text{ ou}_e/\text{s}$$

$$SOER = OER / A_{tot} = 0,80 \text{ ou}_e/(\text{m}^2 * \text{s})$$

Confrontando quanto ottenuto con i due modelli (LandGEM classico e modificato) e analizzando nello specifico la quantità di biogas prodotta dalla discarica, l'OER e il SOER si può notare che nel secondo caso studio i valori risultano inferiori al primo, anche se rimangono dello stesso ordine di grandezza. Il motivo è da ricercare in una maggiore, anche se lieve, precisione del secondo modello. Questo infatti riesce ad approssimare meglio la merceologia dei rifiuti che

vengono conferiti in discarica nel corso degli anni, permettendo un calcolo più preciso della quantità di metano emessa dalla discarica e, di conseguenza, dell'OER e del SOER della stessa.

6.2.3 Misura sperimentale della portata totale di biogas emessa

Durante questo lavoro di tesi sono state effettuate delle campagne di misura diretta della quantità di CH₄ emesso dalla discarica di Gorla. In questo paragrafo sono riportati i risultati ottenuti nell'anno 2014 utilizzando una *Flux Chamber* e flussando una portata di 200 l/h. I campionamenti sono stati effettuati nel lotto I della discarica in esame (cfr. par. 4.3).

Data	Concentrazione (ppm)	Data	Concentrazione (ppm)	Data	Concentrazione (ppm)
10-giu	12	12-set	270	10-nov	24
10-giu	13	23-set	150	18-nov	30
12-lug	7	10-nov	12	18-nov	33
12-lug	9	10-nov	14	18-nov	40
12-lug	13	10-nov	16	18-nov	56

Tabella 15 - Misure di CH₄ nelle relative date

Risulta importante sottolineare come, in questo caso studio, basato sulla misura sperimentale diretta del metano sulla superficie di discarica, il dato ottenuto si riferisca al metano emesso dalla discarica, non più quindi alla quantità di metano prodotta calcolata nei casi studio 1 e 2.

Una volta calcolata la media aritmetica dei valori mostrati in Tabella (47 ppm), si è calcolata la portata di CH₄ emessa secondo il bilancio di massa sulla flux chamber riportato al paragrafo 5.3.2.

Assumendo una concentrazione di metano nel biogas pari al 50 %, la quantità di biogas emessa viene calcolata come:

$$Q_{biogas} = \frac{Q_{CH_4}}{0,5} = 0,003 \frac{m^3}{s}$$

Ottenuta la quantità di biogas emessa, anche in questo caso si può sfruttare la concentrazione di odore del biogas ottenuta a partire dalla correlazione descritta al paragrafo 5.4.

Essendo la concentrazione di odore considerata pari a 345000 ou_e/m³, l'OER totale della discarica è quindi calcolato come:

$$OER_{discarica} = c_{od} * Q_{biogas} = 1023,5 \frac{ou_e}{s}$$

Il SOER della discarica risulterà essere:

$$SOER_{disc} = OER/A_{tot} = 0,005 \text{ ou}_e / (\text{m}^2 \cdot \text{s})$$

Si è quindi calcolato l'OER di ogni cella emissiva moltiplicando il SOER_{disc} per l'area di ciascuna cella.

I risultati così ottenuti sono stati implementati nel modello CALPUFF.

6.2.4 Misura diretta di OER e SOER su superficie di discarica

Come precedentemente accennato sono state svolte anche delle apposite campagne di misura in discarica per la rilevazione diretta in situ della concentrazione di odore.

Utilizzando lo stesso metodo di campionamento del caso studio precedente, ossia la flux chamber, sono stati prelevati 11 campioni che, all'analisi olfattometrica, hanno prodotto le risultanze mostrate in Tabella 16:

Data	Concentrazione di odore (ou _e /m ³)	Data	Concentrazione di odore (ou _e /m ³)
24 Aprile	128	10 Novembre	143
24 Aprile	144	18 Novembre	54
23 Settembre	136	18 Novembre	91
23 Settembre	144	18 Novembre	114
23 Settembre	342	18 Novembre	215
10 Novembre	127		

Tabella 16 - Risultati delle campagne olfattometriche

È stata quindi calcolata la media geometrica dei seguenti valori, ottenendo una concentrazione di

odore pari a $135 \text{ ou}_e/\text{m}^3$.

Utilizzando il dato appena ottenuto si è proceduto al calcolo del SOER sperimentale (come descritto al paragrafo 5.4):

$$SOER = \frac{c_{od} \left[\frac{\text{ou}_e}{\text{m}^3} \right] * Q_{air} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right]}{A_{cappa} [\text{m}^2]} = \frac{135 * 200}{1000 * 3600 * 0,25} = 0,03 \frac{\text{ou}_e}{\text{m}^2\text{s}}$$

Così, come nel caso precedente, è possibile stimare l'OER di ogni singola cella emissiva, moltiplicando il SOER per l'area della singola cella.

Facendo un rapido confronto tra questi primi quattro casi studio è possibile notare come il SOER (e di conseguenza l'OER) degli ultimi due casi sia decisamente inferiore rispetto ai primi due.

È importante sottolineare che, a differenza dei casi studio descritti in seguito (cfr. par. 6.3.5) in questo caso, che ha previsto l'uso della flux chamber come sistema di campionamento, SOER e OER sono considerati come indipendenti dalla velocità del vento.

6.2.5 Stima dell'OER come funzione della velocità del vento

In questo caso la scarica è stata considerata come una sorgente areale passiva (cfr. par. 5.6) ossia non dotata di un flusso proprio uscente. Come previsto per questo tipo di sorgenti i campionamenti sono stati effettuati utilizzando la Wind Tunnel (cfr. par. 5.3.2).

Questo era il metodo utilizzato dal gruppo di ricerca del Laboratorio Olfattometrico del PoliMi fino a qualche anno fa (Sironi et al., 2005), anche se i successivi progressi nella ricerca in questo campo abbiano portato a considerare che la Wind Tunnel sovrastimi le emissioni di odore, in particolare da sorgenti poco emmissive.

In data 20 Ottobre 2014 sono state effettuate 15 misure della concentrazione di odore flussando, all'interno della Wind Tunnel, una portata d'aria di 2500 l/h ottenendo i risultati riportati in Tabella 17, tabulati in base alle coordinate geografiche:

Coordinate	C,od [ou _e /m ³]	Coordinate	C,od [ou _e /m ³]
45°40'8"N 8°55'11"E	38	45°39'50"N 8°55'11"E	152
45°40'8"N 8°55'7"E	108	45°40'0"N 8°55'12"E	256
45°40'11"N 8°55'10"E	767	45°40'9"N 8°55'11"E	161
45°40'7"N 8°55'9"E	215	45°39'51"N 8°55'11"E	228
45°40'7"N 8°55'9"E	228	45°40'1"N 8°55'11"E	192
45°40'6"N 8°55'8"E	60	45°40'6"N 8°55'9"E	304
45°40'8"N 8°55'9"E	1149	45°40'8"N 8°55'10"E	724
45°40'7"N 8°55'8"E	192		

Tabella 17 - Risultati della campagna olfattometrica con Wind Tunnel

La concentrazione di odore totale media, relativa alla discarica è stata calcolata come la media geometrica di tutte le misure sperimentali, ed è risultata pari a 218 ou_e/m³.

Una volta nota la concentrazione di odore si passati al calcolo di SOER e OER:

$$SOER = \frac{C_{od} * Q_{air}}{A_{WT}} = 1,21 \frac{ou_e}{m^2s}$$

A questo punto si è proceduto al calcolo dell'OER per ogni singola cella emissiva:

$$OER = SOER * A_{cella}$$

Il valore ottenuto, prima di essere immesso nel modello di dispersione, andrà ricalcolato in funzione della velocità del vento:

$$OER_{v_2} = OER_{v_1} * \left(\frac{v_2}{v_1}\right)^{\frac{1}{2}}$$

In questo caso v₂ è la velocità del vento registrata dalla centralina meteo, a 10 metri, mentre v₁ è la velocità all'interno della Wind Tunnel, pari a 3,5 cm/s.

Negli ultimi due casi studio come già spiegato, si è deciso di ricalcolare l'OER per ogni ora del dominio di simulazione non in funzione della velocità del vento misurata dalla centralina meteo a 10 metri ma ricalcolando la velocità del vento alla quota a cui si trova la sorgente, ossia a 2 metri. A tale scopo sono stati utilizzati due diversi modelli: Power-Low e logaritmico.

6.2.6 Confronto tra gli OER relativi ai diversi modelli emissivi studiati

In questo paragrafo si è proceduto a un confronto tra gli OER ottenuti con i diversi modelli emissivi.

A tal proposito gli OER sono stati confrontati in base all'approccio adottato per il loro calcolo. In particolare, sono stati confrontati il modello 1 e il modello 2, poiché in entrambi è stato utilizzato un software per calcolare il biogas prodotto dalla discarica, il modello 3 e il modello 4, in quanto in entrambi si è proceduto ad una misura diretta sul campo della concentrazione di biogas e di odore rispettivamente, il modello 5, il modello 6 e il modello 7, in quanto tutti e tre questi ultimi legano l'OER alla velocità del vento.

I risultati degli OER calcolati nei casi studio sono riportati nelle seguenti tabelle (Tabella 18, Tabella 19, Tabella 20):

Nome Cella	Coordinate Cella	OER Mod. 1 [oue/s]	OER Mod. 2 [oue/s]
A01	493808 E 5056844 N	5638,64	5156,4
A02	493881 E 5056871 N	5638,64	5156,4
A03	493953 E 5056899 N	5638,64	5156,4
A04	494029 E 5056930 N	5638,64	5156,4
A05	494095 E 5056955 N	5638,64	5156,4
A06	493774 E 5056904 N	5638,64	5156,4
A07	493845 E 5056932 N	5638,64	5156,4
A08	493917 E 5056962 N	5638,64	5156,4
A09	493993 E 5056991 N	5638,64	5156,4
A10	494060 E 5057016 N	5638,64	5156,4
A11	493733 E 5056973 N	5638,64	5156,4
A12	493805 E 5057001 N	5638,64	5156,4
A13	493877 E 5057029 N	5638,64	5156,4
A14	493552 E 5057059 N	5638,64	5156,4
A15	494016 E 5057092 N	5638,64	5156,4
A16	493692 E 5057041 N	5638,64	5156,4
A17	493764 E 5057069 N	5638,64	5156,4
A18	493837 E 5057097 N	5638,64	5156,4
A19	493911 E 5057128 N	5638,64	5156,4
A20	493650 E 5057109 N	5638,64	5156,4
B01	493724 E 5057138 N	3195,52	2922,2
C01	493796 E 5057166 N	4299,46	3931,7
D01	493870 E 5057196 N	5266,84	4816,4
E01	493921 E 5057225 N	3404,33	3113,2
F01	493609 E 5057177 N	1889,83	1728,2
G01	493682 E 5057206 N	4533,82	4146,0
H01	493756 E 5057236 N	4533,82	4146,0
I01	493830 E 5057266 N	4826,32	4413,5
J01	493538 E 5057150 N	4091,54	3741,6
K01	493558 E 5057108 N	1556,79	1423,6
L01	493590 E 5057055 N	3312,7	3029,4
M01	493622 E 5057001 N	1621,11	1482,5
N01	493964 E 5057166 N	561,22	513,2
O01	493674 E 5056935 N	1127,73	1031,3
P01	493526 E 5057177 N	1332,13	1218,2
Q01	493644 E 5057246 N	4440,43	4060,6
Q02	493715 E 5056895 N	4440,43	4060,6
Q03	493529 E 5057202 N	4440,43	4060,6
Q04	493748 E 5057281 N	4440,43	4060,6
R01	493881 E 5057279 N	3385,83	3096,2

Tabella 18 - Confronto OER Modelli 1 e 2

Nome Cella	Coordinate Cella	OER Modello 3 [oue/s]	OER Modello 4 [oue/s]
A01	493808 E 5056844 N	32,2	192,0
A02	493881 E 5056871 N	32,2	192,0
A03	493953 E 5056899 N	32,2	192,0
A04	494029 E 5056930 N	32,2	192,0
A05	494095 E 5056955 N	32,2	192,0
A06	493774 E 5056904 N	32,2	192,0
A07	493845 E 5056932 N	32,2	192,0
A08	493917 E 5056962 N	32,2	192,0
A09	493993 E 5056991 N	32,2	192,0
A10	494060 E 5057016 N	32,2	192,0
A11	493733 E 5056973 N	32,2	192,0
A12	493805 E 5057001 N	32,2	192,0
A13	493877 E 5057029 N	32,2	192,0
A14	493552 E 5057059 N	32,2	192,0
A15	494016 E 5057092 N	32,2	192,0
A16	493692 E 5057041 N	32,2	192,0
A17	493764 E 5057069 N	32,2	192,0
A18	493837 E 5057097 N	32,2	192,0
A19	493911 E 5057128 N	32,2	192,0
A20	493650 E 5057109 N	32,2	192,0
B01	493724 E 5057138 N	18,2	108,8
C01	493796 E 5057166 N	24,5	146,4
D01	493870 E 5057196 N	30,0	179,3
E01	493921 E 5057225 N	19,4	115,9
F01	493609 E 5057177 N	10,8	64,4
G01	493682 E 5057206 N	25,9	154,4
H01	493756 E 5057236 N	25,9	154,4
I01	493830 E 5057266 N	27,5	164,3
J01	493538 E 5057150 N	23,3	139,3
K01	493558 E 5057108 N	8,9	53,0
L01	493590 E 5057055 N	18,9	112,8
M01	493622 E 5057001 N	9,2	55,2
N01	493964 E 5057166 N	3,2	19,1
O01	493674 E 5056935 N	6,4	38,4
P01	493526 E 5057177 N	7,6	45,4
Q01	493644 E 5057246 N	25,3	151,2
Q02	493715 E 5056895 N	25,3	151,2
Q03	493529 E 5057202 N	25,3	151,2
Q04	493748 E 5057281 N	25,3	151,2
R01	493881 E 5057279 N	19,3	115,3

Tabella 19 - Confronto OER Modelli 3 e 4

Nome Cella	Coordinate Cella	OER Mod. 5 [oue/s]	OER Mod. 6 [oue/s]	OER Mod. 7 [oue/s]
A01	493808 E 5056844 N	49738,57	39608,47	14532,34
A02	493881 E 5056871 N	49738,57	39608,47	14532,34
A03	493953 E 5056899 N	49738,57	39608,47	14532,34
A04	494029 E 5056930 N	49738,57	39608,47	14532,34
A05	494095 E 5056955 N	49738,57	39608,47	14532,34
A06	493774 E 5056904 N	49738,57	39608,47	14532,34
A07	493845 E 5056932 N	49738,57	39608,47	14532,34
A08	493917 E 5056962 N	49738,57	39608,47	14532,34
A09	493993 E 5056991 N	49738,57	39608,47	14532,34
A10	494060 E 5057016 N	49738,57	39608,47	14532,34
A11	493733 E 5056973 N	49738,57	39608,47	14532,34
A12	493805 E 5057001 N	49738,57	39608,47	14532,34
A13	493877 E 5057029 N	49738,57	39608,47	14532,34
A14	493552 E 5057059 N	49738,57	39608,47	14532,34
A15	494016 E 5057092 N	49738,57	39608,47	14532,34
A16	493692 E 5057041 N	49738,57	39608,47	14532,34
A17	493764 E 5057069 N	49738,57	39608,47	14532,34
A18	493837 E 5057097 N	49738,57	39608,47	14532,34
A19	493911 E 5057128 N	49738,57	39608,47	14532,34
A20	493650 E 5057109 N	49738,57	39608,47	14532,34
B01	493724 E 5057138 N	28187,77	22446,85	8235,74
C01	493796 E 5057166 N	37925,64	30201,44	11080,9
D01	493870 E 5057196 N	46458,89	36996,75	13574,1
E01	493921 E 5057225 N	30029,63	23913,59	8773,89
F01	493609 E 5057177 N	16670,21	13275,04	4870,61
G01	493682 E 5057206 N	39992,89	31847,66	11684,9
H01	493756 E 5057236 N	39992,89	31847,66	11684,9
I01	493830 E 5057266 N	42573,09	33902,36	12438,77
J01	493538 E 5057150 N	36091,53	28740,88	10545,02
K01	493558 E 5057108 N	13732,52	10935,66	4012,29
L01	493590 E 5057055 N	29221,43	23269,99	8537,75
M01	493622 E 5057001 N	14299,84	11387,44	4178,05
N01	493964 E 5057166 N	4950,51	3942,26	1446,41
O01	493674 E 5056935 N	9947,7	7921,68	2906,46
P01	493526 E 5057177 N	11750,76	9357,52	3433,27
Q01	493644 E 5057246 N	39169,13	31191,67	11444,21
Q02	493715 E 5056895 N	39169,13	31191,67	11444,21
Q03	493529 E 5057202 N	39169,13	31191,67	11444,21
Q04	493748 E 5057281 N	39169,13	31191,67	11444,21
R01	493881 E 5057279 N	29866,48	23783,66	8726,22

Tabella 20 - Confronto OER Modelli 5, 6 e 7

Nome Cella	Coordinate Cella	OER Mod. 2 [oue/s]	OER Mod. 4 [oue/s]	OER Mod. 7 [oue/s]
A01	493808 E 5056844 N	5156,4	192,0	14532,34
A02	493881 E 5056871 N	5156,4	192,0	14532,34
A03	493953 E 5056899 N	5156,4	192,0	14532,34
A04	494029 E 5056930 N	5156,4	192,0	14532,34
A05	494095 E 5056955 N	5156,4	192,0	14532,34
A06	493774 E 5056904 N	5156,4	192,0	14532,34
A07	493845 E 5056932 N	5156,4	192,0	14532,34
A08	493917 E 5056962 N	5156,4	192,0	14532,34
A09	493993 E 5056991 N	5156,4	192,0	14532,34
A10	494060 E 5057016 N	5156,4	192,0	14532,34
A11	493733 E 5056973 N	5156,4	192,0	14532,34
A12	493805 E 5057001 N	5156,4	192,0	14532,34
A13	493877 E 5057029 N	5156,4	192,0	14532,34
A14	493552 E 5057059 N	5156,4	192,0	14532,34
A15	494016 E 5057092 N	5156,4	192,0	14532,34
A16	493692 E 5057041 N	5156,4	192,0	14532,34
A17	493764 E 5057069 N	5156,4	192,0	14532,34
A18	493837 E 5057097 N	5156,4	192,0	14532,34
A19	493911 E 5057128 N	5156,4	192,0	14532,34
A20	493650 E 5057109 N	5156,4	192,0	14532,34
B01	493724 E 5057138 N	2922,2	108,8	8235,74
C01	493796 E 5057166 N	3931,7	146,4	11080,9
D01	493870 E 5057196 N	4816,4	179,3	13574,1
E01	493921 E 5057225 N	3113,2	115,9	8773,89
F01	493609 E 5057177 N	1728,2	64,4	4870,61
G01	493682 E 5057206 N	4146,0	154,4	11684,9
H01	493756 E 5057236 N	4146,0	154,4	11684,9
I01	493830 E 5057266 N	4413,5	164,3	12438,77
J01	493538 E 5057150 N	3741,6	139,3	10545,02
K01	493558 E 5057108 N	1423,6	53,0	4012,29
L01	493590 E 5057055 N	3029,4	112,8	8537,75
M01	493622 E 5057001 N	1482,5	55,2	4178,05
N01	493964 E 5057166 N	513,2	19,1	1446,41
O01	493674 E 5056935 N	1031,3	38,4	2906,46
P01	493526 E 5057177 N	1218,2	45,4	3433,27
Q01	493644 E 5057246 N	4060,6	151,2	11444,21
Q02	493715 E 5056895 N	4060,6	151,2	11444,21
Q03	493529 E 5057202 N	4060,6	151,2	11444,21
Q04	493748 E 5057281 N	4060,6	151,2	11444,21
R01	493881 E 5057279 N	3096,2	115,3	8726,22

Tabella 21 - Confronto OER Modelli 2, 4 e 7

Come è possibile notare in Tabella 18 (confronto tra modelli 1 e 2) l'OER ottenuto con il secondo modello risulta minore di quello derivante dal primo caso studio. I valori ricavati dai due modelli sono notevolmente elevati rispetto agli altri scenari (vedi Tabella 19) e all'esperienza acquisita nei 10 anni di monitoraggi della discarica oggetto di studio. Tale differenza nel fatto che entrambi i modelli sono volti alla stima del biogas prodotto, e non a quello emesso. Pertanto. Differenze apparentemente piccole nella stima della quantità di biogas prodotto, a parità di quantità di portata di biogas captato, portano a differenze in termini di portata di biogas emesso, che è però la grandezza fondamentale per considerazioni di tipo ambientale (Colzani, 2014). Questo limite fa sì che i due software non risultino adatti ad una valutazione di impatto ambientale. Il nuovo modello, tuttavia, si rivela migliore del precedente in quanto tratta la discarica come una "somma" di "discariche annuali" bypassando il limite intrinseco del LandGEM che tende ad assumere i suoi parametri di input come costanti nel tempo.

In Tabella 19 sono riportati i risultati relativi agli OER calcolati con i modelli 3 e 4. Diversamente da quanto mostrato precedentemente, in questo caso, i due modelli sono stati raggruppati sotto lo stesso "approccio" poiché entrambi si basano su misure sperimentali eseguite direttamente sulla superficie di discarica. I valori qui riportati risultano essere decisamente inferiori rispetto a quanto esposto in Tabella 18. Tuttavia, i due modelli finiscono in qualche modo per assomigliarsi, almeno concettualmente. Questo potrebbe far pensare all'esistenza di una reale correlazione tra la concentrazione di CH₄ e la concentrazione di odore, misurata rispettivamente nei modelli 3 e 4. Per ulteriori approfondimenti si rimanda al capitolo 7.

In Tabella 20 sono riportati i valori di OER relativi ai modelli 5, 6 e 7. In questi casi l'OER è stato ricalcolato in funzione della velocità del vento: nel primo caso (modello 5) la velocità del vento è stata registrata dalla centralina meteo (a 10 metri di altezza), nel secondo caso è stata ricalcolata con una legge del tipo "Power Law", mentre nel terzo è stata utilizzata una legge logaritmica. I valori presenti nella suddetta tabella si rivelano decisamente maggiori di tutti i precedenti. La causa è riscontrabile nel fatto che in questi 3 casi studio la discarica è approssimata ad una sorgente areale passiva. Tale approssimazione prevede di ricalcolare il flusso emissivo in funzione della velocità del vento, assumendo che l'emissione sia legata al fenomeno della

convezione forzata, che non è il caso della discarica, le cui emissioni sono regolate da fenomeni diversi, per cui questo tipo di approccio porta ad una sovrastima.

In Tabella 21 sono stati confrontati i valori di OER dei modelli 2, 4 e 7. Sono stati scelti questi modelli poiché possono essere considerati i migliori di ciascun approccio fra quelli considerati. In particolare, il modello 2 risulta essere, come visto sopra, leggermente più preciso del modello 1 (i risultati differiscono di un 10%), il modello 4, misurando direttamente la concentrazione di odore dal suolo di discarica, comporta un risultato più veritiero rispetto al modello 3 in cui viene misurata la concentrazione di metano, infine il modello 7 ricalcola la velocità del vento esattamente alla quota della sorgente (2 metri), apparendo più preciso del modello 6 (la legge Power Law risulta più precisa ad altezze comprese tra 30 e 300 metri, cfr. par. 5.6).

Sempre in Tabella 21 si può riscontrare come gli ordini di grandezza dei diversi valori di OER differiscano in base al modello studiato.

Le mappe risultanti dall'applicazione del modello CALPUFF ai 7 modelli emissivi studiati sono riportate nel capitolo 7.

7. Discussione dei risultati

7.1 Esiti del modello CALPUFF

Il modello utilizzato produce come output una serie di file di testo. Questi, in fase di post processamento, vengono impiegati per tracciare le mappe di impatto olfattivo, sulle quali l'impatto è rappresentato mediante delle curve iso-concentrazione di odore, dette anche isoplete.

Al fine di ottenere le mappe di impatto, sono stati considerati i seguenti aspetti:

- Rapporto P/M
- Range di concentrazioni da considerare
- Tipo di mappa

Il rapporto P/M è il parametro che tiene in conto il fatto che la concentrazione registrata ad ogni ora del dominio temporale di simulazione è una media oraria e, tipicamente, cambierà durante i 60 minuti, oscillando intorno al valore medio. Pertanto è possibile che il valore diventi maggiore del *ceiling value* (per gli inquinanti) o maggiore del livello soglia di disturbo olfattivo (per gli odori) per cui è necessario moltiplicare il valore medio orario per il P/M per tenere conto dei superamenti della concentrazione di soglia olfattiva.

Una possibilità che in questo caso è stata scartata è ridurre i tempi di mediazione del modello a 10-20 minuti (invece di 60). Questo avrebbe richiesto un numero di dati molto maggiore e aumentato drasticamente le richieste di tempi computazionali oltre che potenza di calcolo, rendendo le simulazioni notevolmente complesse.

Uno dei valori più diffusamente accettati per il P/M è il valore 2.3, valore proposto da un gruppo di ricerca australiano e impiegato anche in alcune legislazioni concernenti l'inquinamento olfattivo (DEC 361, 2005), ed in particolare nell'unico riferimento normativo italiano ovvero la DGR 3018 del 15 Febbraio 2012.

Per questo motivo, nel presente lavoro verrà utilizzato un P/M del valore di 2.3 .

Come tipo di mappa si è deciso di rappresentare quella al 98° percentile, come richiamato nella maggior parte delle normative in materia, ad esempio la linea guida inglese “Horizontal Guidance: environmental permitting” e quella francese specifica per gli impatti “Arrêté du 22 avril 2008 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de compostage ou de stabilisation biologique aérobie soumises à autorisation en application du titre Ier du livre V du code de l’environnement” (JORF,2008), nonché la già citata DGR della Regione Lombardia.

Di seguito (Fig.33→40) sono illustrate le mappe ottenute applicando come dati di input per il CALPUFF i diversi modelli emissivi relativi ai vari casi studio precedentemente descritti (cfr. cap. 6):

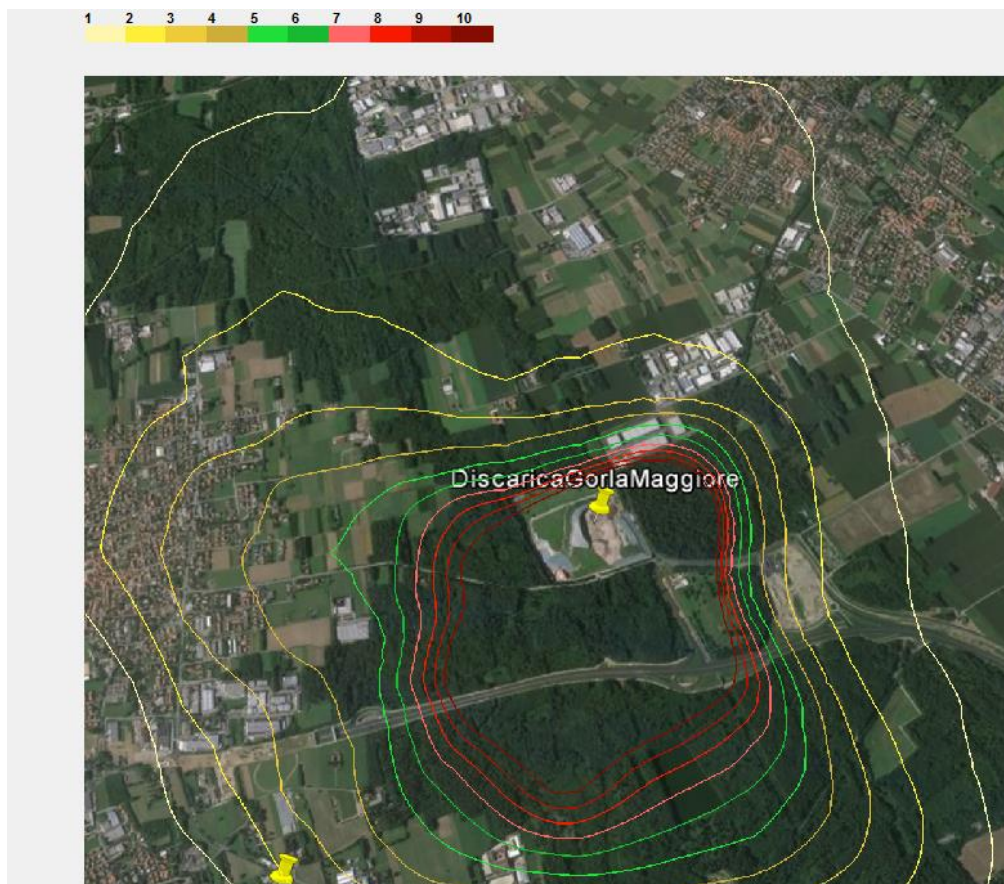


Figura 33 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 1

La mappa in Figura 33 è stata ricavata sulla base del modello 1, vale a dire il caso studio in cui la quantità di biogas prodotta è stata ricavata tramite il software LandGEM (cfr. par. 6.1).

L'impatto olfattivo risulta notevole ed appare chiaro dall'estensione delle isoplete che ricoprono la quasi totalità della mappa. L'impatto olfattivo risulta decisamente sovrastimato. Tale affermazione è basata sull'esperienza maturata dal Laboratorio Olfattometrico del PoliMi presso il sito specifico, che è oggetto di monitoraggi olfattometrici strumentali da oltre 10 anni, dai quali non è mai stata evidenziata una situazione critica come quella rappresentata in Figura 33.

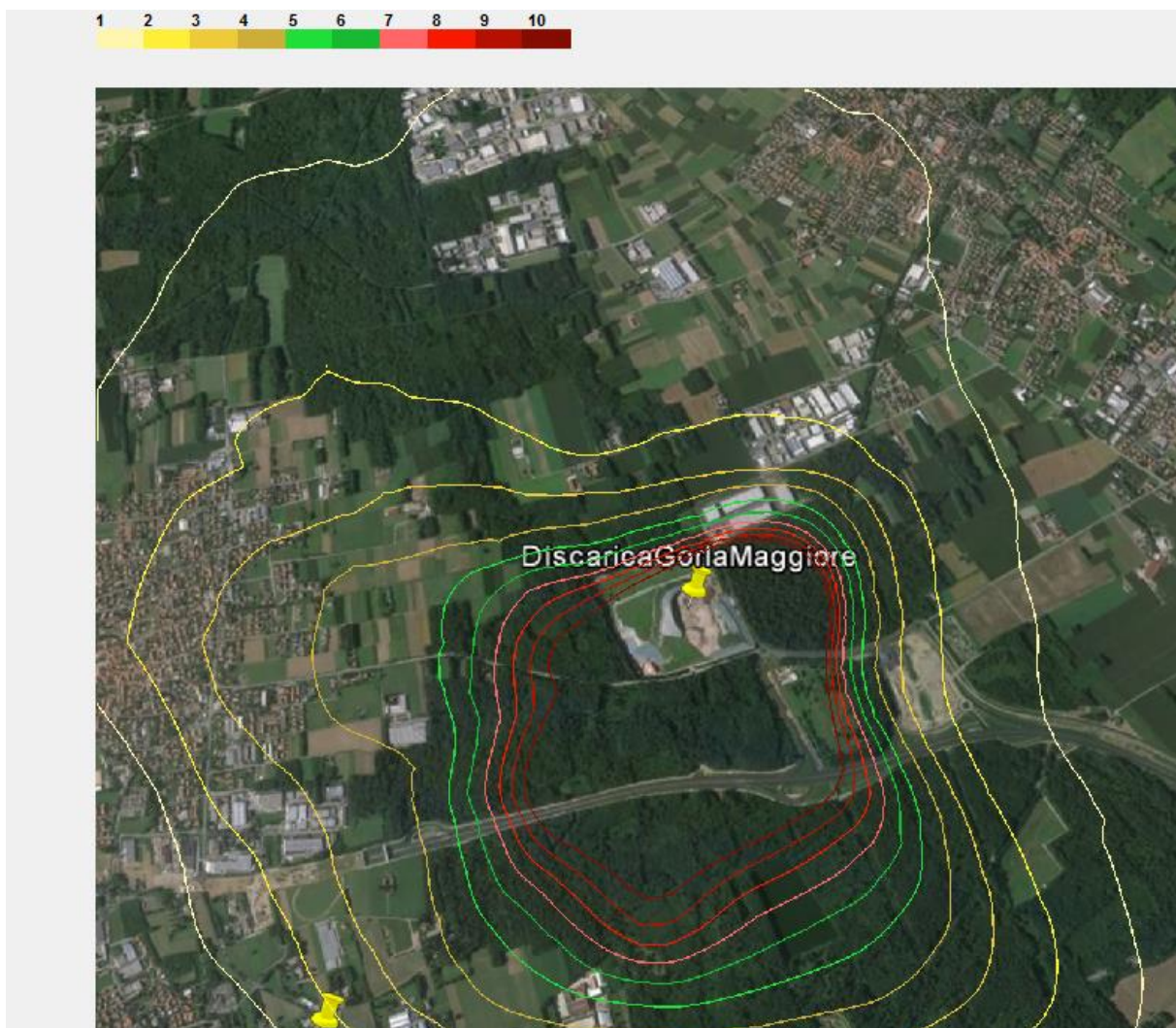


Figura 34 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 2

In Figura 34 è mostrata la mappa di impatto olfattivo relativa al modello 2, ovvero il caso studio in cui la quantità di biogas prodotta dalla discarica è stata calcolata con la versione modificata del LandGEM.

Nonostante le emissioni risultino ridotte rispetto al modello precedente, si continua a vedere una notevole estensione delle isoplete conseguenza di un impatto odorigeno molto importante. Il nuovo modello risulta leggermente migliore rispetto al LandGEM in quanto, variando i parametri di input anno per anno (cfr. par. 5.2), si ottiene un impatto emissivo leggermente meno sovrastimato. Tuttavia, anche il secondo modello presenta lo stesso difetto del software EPA: il software, infatti, calcola la quantità di biogas prodotta e non quella emessa.

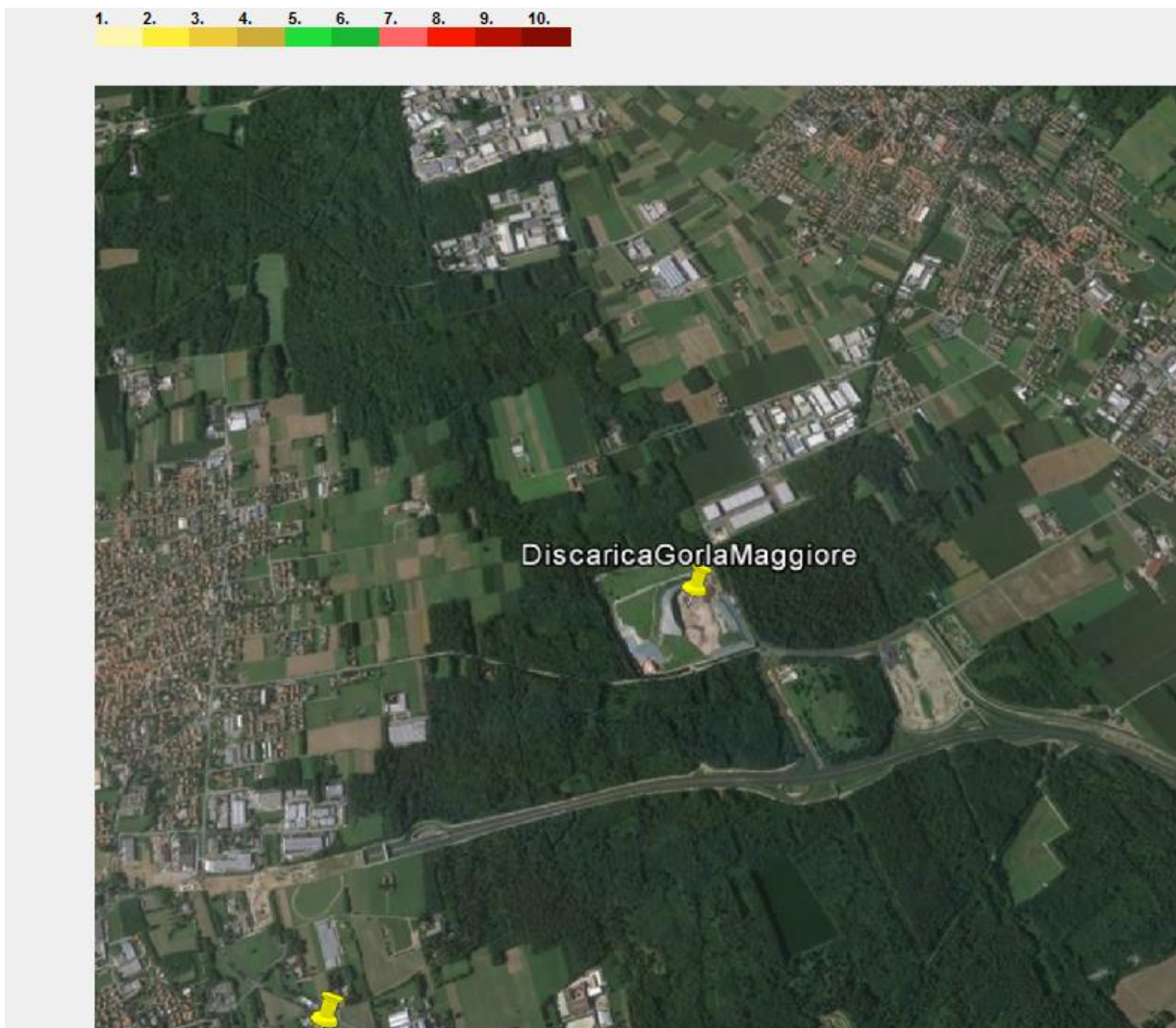


Figura 35 - Mappa di impatto relativa al caso studio 3

In Figura 35 viene rappresentata la mappa di impatto odorigeno relativamente al modello 3, in cui è stata calcolata la quantità di biogas emessa dalla discarica direttamente sul campo e stimata la concentrazione di odore attraverso la correlazione ottenuta nel paragrafo 5.4.

Come si può vedere in Figura 35, l'impatto olfattivo ottenuto risultante dalla simulazione relativa al modello emissivo 3 è tale da non rendere visibile sulla mappa della concentrazione al picco al 98esimo percentile l'isopleta corrispondente a $10 \text{ ou}_e/\text{m}^3$, indicando che in ogni punto del dominio di simulazione tale concentrazione di odore non viene superata per il 2% di ore nell'anno. Al fine di valutare meglio l'impatto relativo allo scenario emissivo "proposto" dal modello 3, si è deciso di modificare il *range* di concentrazione di odore visualizzato sulla mappa da $1-10 \text{ ou}_e/\text{m}^3$ a $0-1 \text{ ou}_e/\text{m}^3$.

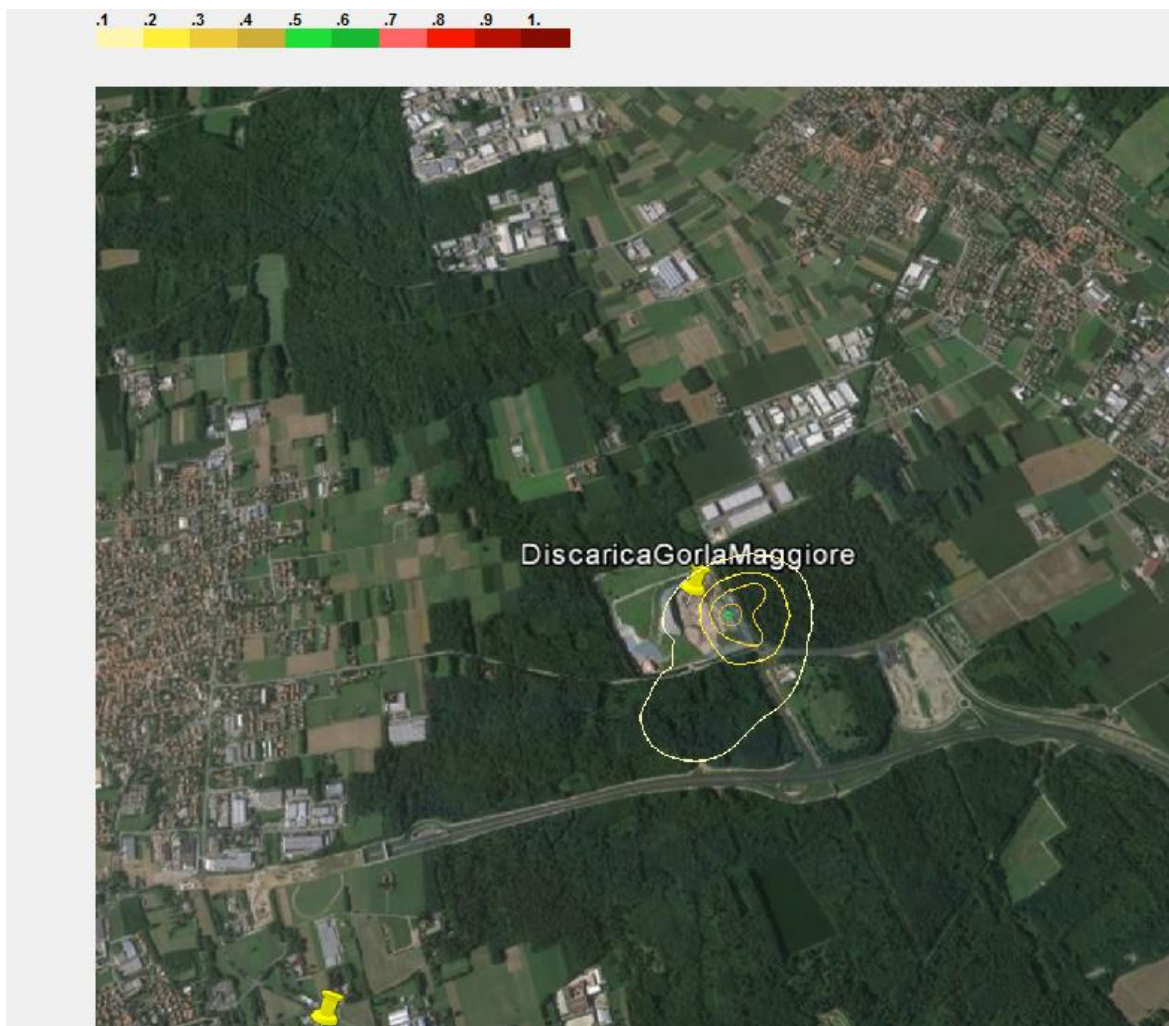


Figura 36 - Mappa di impatto relativa al caso studio 3 (range $0-1 \text{ ou}_e/\text{m}^3$)

Come già ci si poteva aspettare dal confronto effettuato tra gli OER (cfr. par. 6.3.6) il modello 3 porta ad un impatto olfattivo decisamente contenuto rispetto ai modelli esposti precedentemente. In effetti è importante sottolineare come l'aver campionato su un lotto chiuso dal 1994 (cfr. par. 4.1) possa portare ad una sottostima del reale impatto olfattivo della discarica.

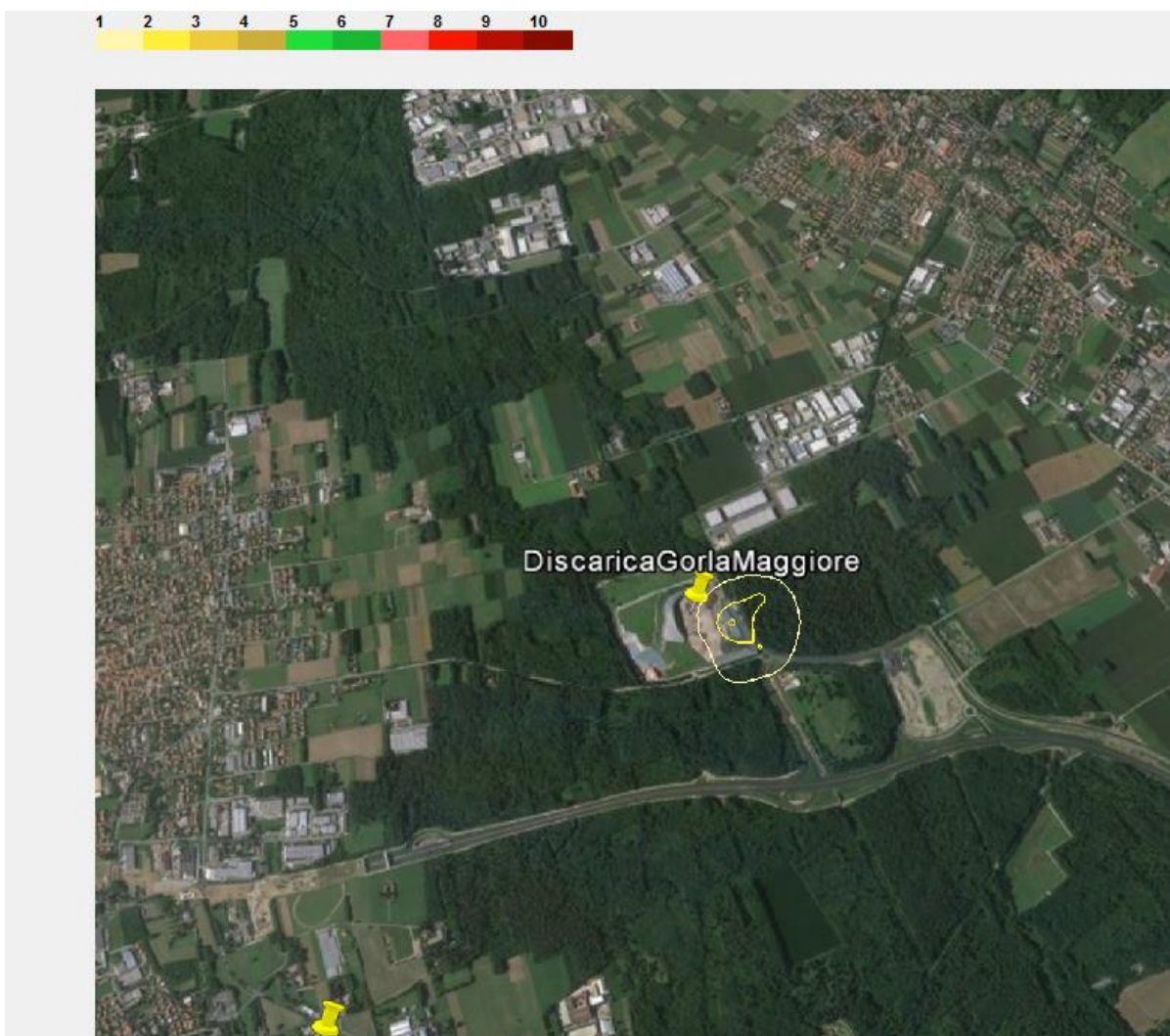


Figura 37 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 4

In Figura 37 è rappresentata la mappa di impatto olfattivo relativa al modello 4, in cui la concentrazione di odore, l'OER e il SOER sono stati ricavati sperimentalmente attraverso misure sul campo utilizzando una *flux chamber*.

Come nel caso precedente (Figura 36), le emissioni dalla discarica risultano alquanto contenute. I modelli 3 e 4 riportano un impatto olfattivo piuttosto simile producendo risultati abbastanza

coerenti tra loro. Ciò conferma l'ipotesi dell'esistenza di una correlazione tra la concentrazione di metano e la concentrazione di odore. Nonostante anche il modello 4 si basi su un campionamento effettuato sul lotto I, chiuso dal 1994, l'approccio basato sull'effettuazione di misure direttamente sul campo sembrerebbe essere quello più corretto per la stima delle emissioni di una discarica. Tale affermazione si basa anche sull'esperienza maturata dal Laboratorio Olfattometrico del PoliMi in 10 anni di monitoraggi olfattometrici presso la discarica in esame.

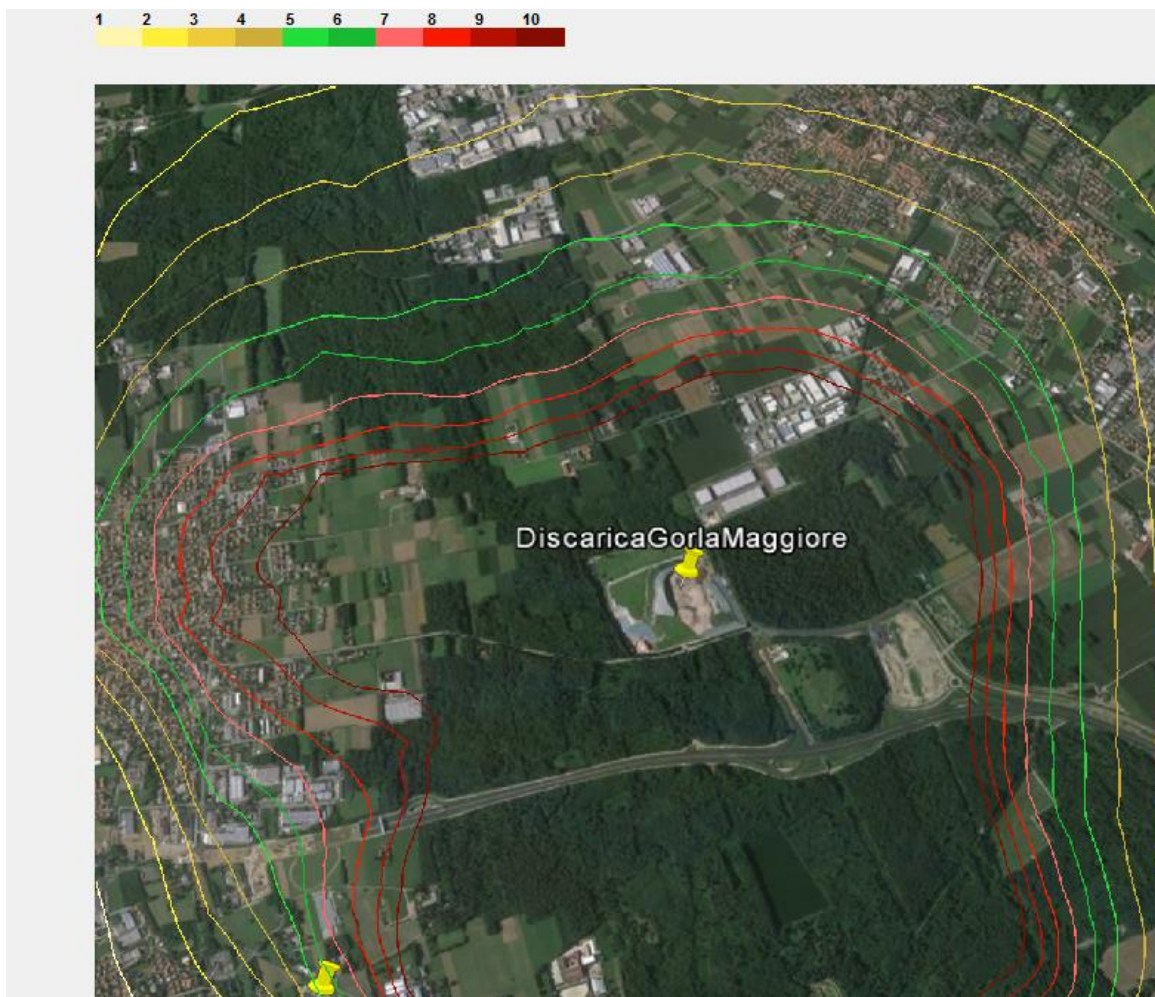


Figura 38 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 5

La Figura 38 mostra la mappa di impatto olfattivo ottenuta utilizzando l'OER ricavato a partire dai campionamenti effettuati con la Wind Tunnel, considerando la discarica come una sorgente areale passiva e ricalcolando l'OER per ogni ora del dominio di simulazione considerando la

velocità del vento misurata dalla stazione meteo (a 10 metri).

In questo caso è possibile vedere come le curve iso-concentrazione ricoprono la totalità della mappa. L'impatto olfattivo risulta molto pronunciato e, per quanto discusso anche relativamente all'impatto olfattivo dei modelli emissivi 1 e 2, sovrastimato rispetto alla realtà.

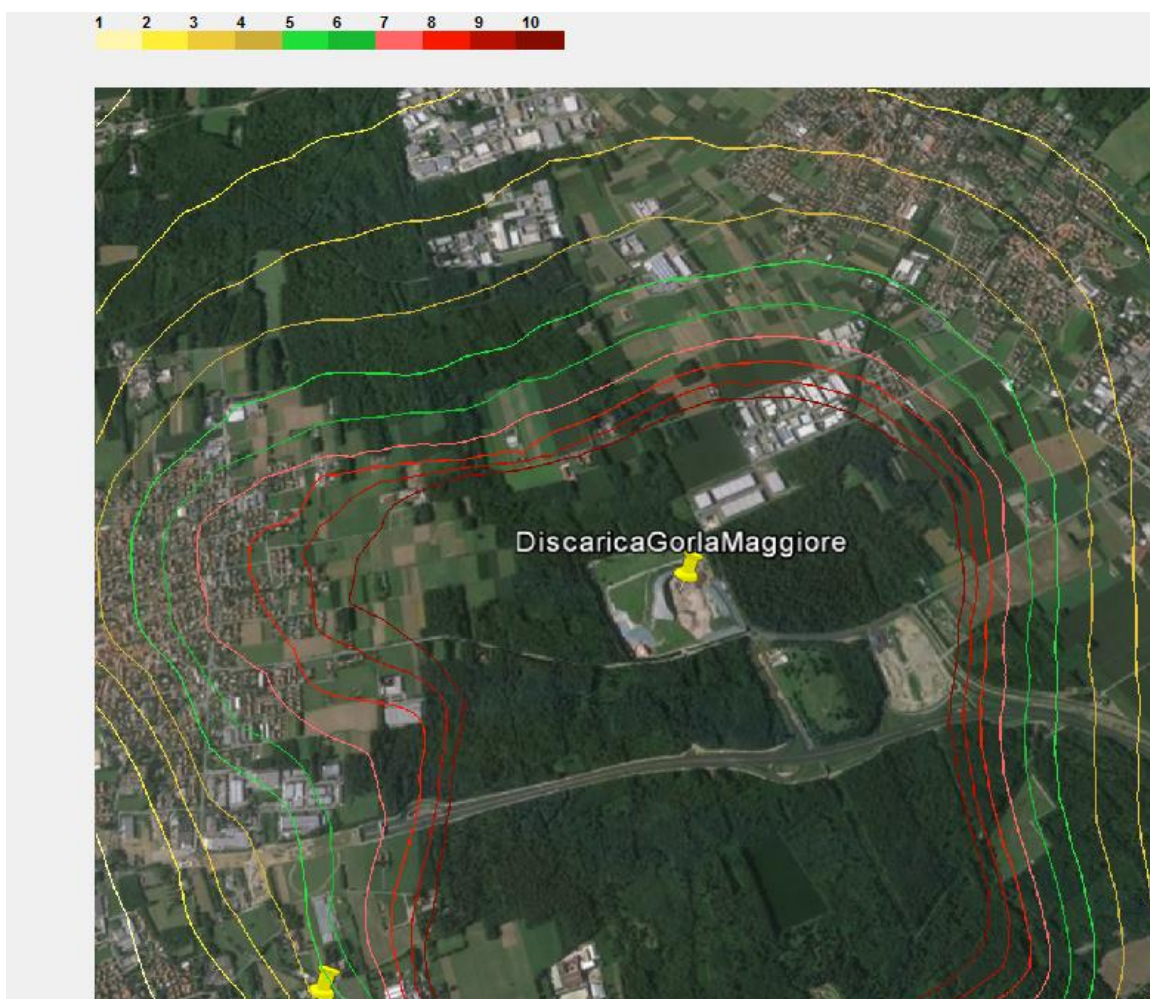


Figura 39 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 6

In Figura 39 si può vedere la mappa di impatto olfattivo relativa al modello 6. Come specificato al paragrafo 6.3.5, in questo caso la velocità del vento è stata ricalcolata in funzione della quota della sorgente seguendo una legge di tipo “*Power-Law*”.

Le isoplete risultano più contenute rispetto al modello precedente, riducendo l'impatto emissivo che rimane, comunque, abbastanza esteso.

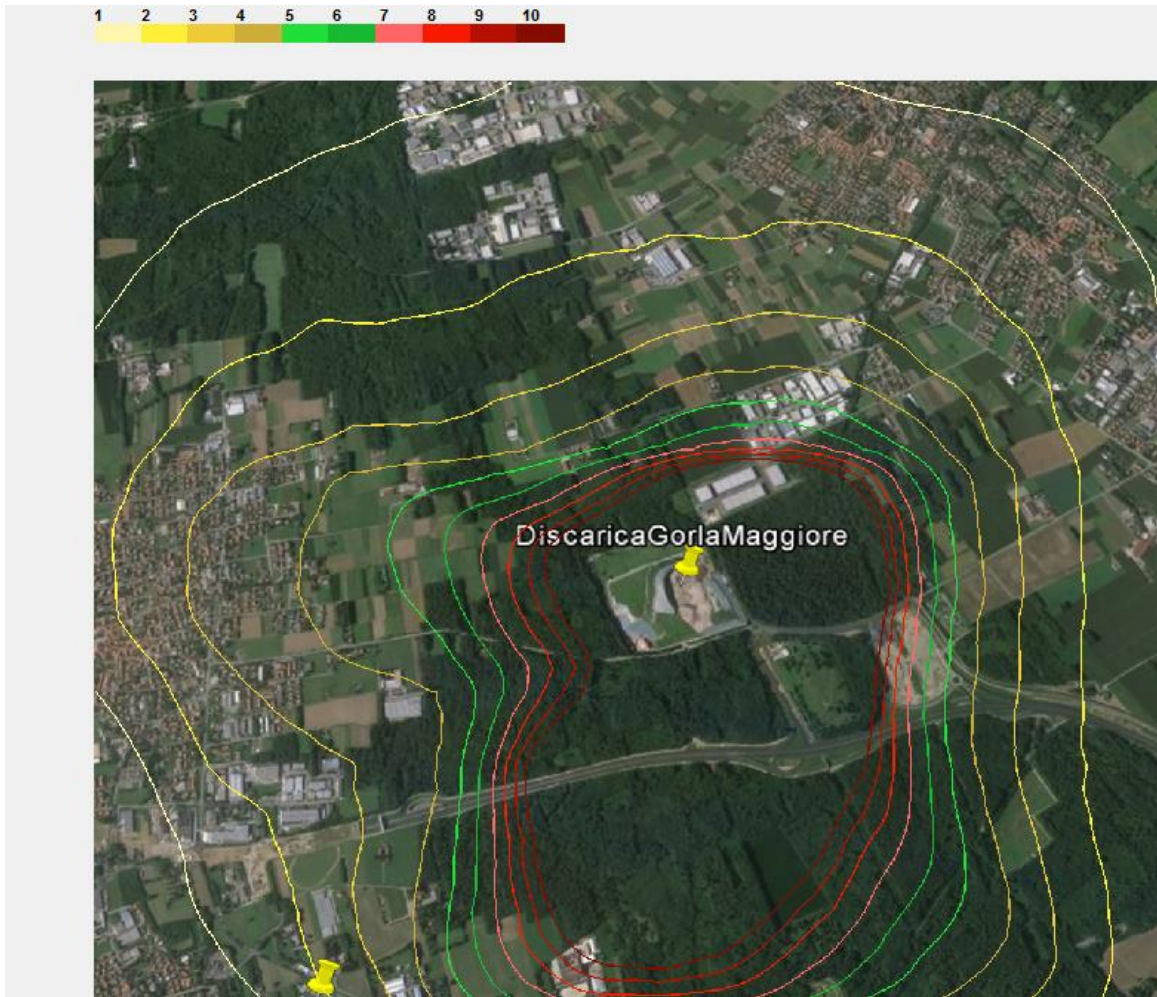


Figura 40 - Mappa di impatto olfattivo relativa al caso studio 7

In Figura 40 viene rappresentata la mappa di impatto olfattivo relativa al modello 7. In questo caso la velocità del vento è stata ricalcolata in funzione della quota della sorgente applicando la legge logaritmica.

Rispetto ai casi precedenti le isoplete risultano decisamente più schiacciate. Vi è, comunque, un forte impatto olfattivo dovuto all'estensione delle stesse.

È bene precisare come il problema principale delle sovrastime d'impatto olfattivo ottenuto con i modelli 5,6 e 7 sia legato al fatto che la discarica venga considerata come una sorgente areale passiva, ossia priva di un flusso proprio.

Tale assunzione, valida per sorgenti quali vasche di depurazione, prevede che l'emissione dalla

superficie sia associata al fenomeno della convezione forzata, per cui l'emissione è legata direttamente alla velocità del flusso d'aria che lambisce la superficie emissiva. Questo fa sì che, come precedentemente accennato, il dato emissivo (l'OER) debba essere ricalcolato ora per ora in funzione della velocità del vento.

Questa assunzione è corretta e verificata per sorgenti areali propriamente definibili come “passive”, ossia prive di un flusso uscente.

Nel caso specifico, le discariche non possono essere considerate propriamente come sorgenti areali passive, poiché attraversate da un flusso (seppur piccolo) di biogas. È possibile che il flusso di biogas dalla superficie di discarica sia funzione di alcuni parametri meteorologici (lo studio approfondito di tale dipendenza è peraltro il fine ultimo del progetto di ricerca più ampio in cui si inserisce il presente lavoro di tesi), ma non c'è motivo di ipotizzare una dipendenza dalla velocità del vento come per il caso delle sorgenti areali passive, poiché il fenomeno che determina l'emissione non è quello della convezione forzata.

Il fatto che le suddette assunzioni portino a sovrastimare sensibilmente l'impatto olfattivo della discarica è evidente dai risultati del presente studio, da cui si ottiene un impatto che non è coerente con quanto riscontrato da altre osservazioni sperimentali compiute presso la discarica in esame negli ultimi 10 anni dal gruppo di ricerca del Laboratorio Olfattometrico del PoliMi.

A convalida dei modelli sopra descritti si è pertanto deciso di utilizzare alcune di queste esperienze sperimentali, ed in particolare quelle compiute mediante Naso Elettronico, descritte nel paragrafo successivo (cfr. par. 7.2).

Nello specifico, sono state portate a termine tre campagne di monitoraggio mediante un naso elettronico, volte a rilevare per via strumentale la presenza di odori provenienti dalla discarica in esame.

In particolare i tre monitoraggi hanno avuto una durata di circa 10 giorno ciascuno e si sono svolti nei seguenti periodi:

- Dal 13 Dicembre al 23 Dicembre 2013
- Dal 15 Luglio al 24 Luglio 2014
- Dal 5 Settembre al 13 Settembre 2014

7.2 Convalida dei modelli mediante campagne di monitoraggio con naso elettronico

7.2.1 Introduzione

Altro obiettivo del presente lavoro è stato il tentativo di convalida sperimentale degli impatti valutati con i diversi modelli emissivi. Allo scopo è stato effettuato un monitoraggio dell'aria ambiente mediante un naso elettronico. Lo strumento è stato posizionato presso un ricettore sensibile, ossia la piscina comunale situata nel comune di Gorla Minore, più precisamente a ca. 2 km a sud-ovest della discarica in esame, in modo da rilevare l'eventuale presenza di odori provenienti dalla discarica stessa (Capelli et al., 2008).

Per quanto riguarda la valutazione dell'accettabilità dell'impatto olfattivo causato da un qualsiasi impianto su un ricettore esterno, è possibile fare riferimento alla linea guida tedesca "GIRL - Geruchsimmission-Richtlinie" del 13 maggio 1998 sulle immissioni di odore (LAI, 1998). Tale linea guida stabilisce al 10% il limite di accettabilità di "ore di odore" all'anno che possono essere percepite dalla popolazione limitrofa nel caso di zona residenziale o mista, mentre tale limite è fissato al 15% per zone industriali o agricole. L'"ora di odore" viene definita facendo riferimento ad una specifica metodologia di analisi chiamata "field inspection", e rappresenta un'ora in cui l'odore è stato percepito per oltre il 10% del tempo, quindi per più di 6 minuti (VDI 3940, 1993). La percentuale fissata da questa linea guida e la definizione di "ora di odore" non sono quindi direttamente applicabili al caso del naso elettronico. Tuttavia si ritiene ragionevole fare riferimento alla suddetta linea guida, in quanto, come già accennato, ad oggi non esistono riferimenti legislativi riguardanti limiti applicabili nel caso di monitoraggi effettuati mediante l'utilizzo di nasi elettronici, essendo questa una tecnica di monitoraggio ambientale molto giovane ed ancora in fase di studio.

Allo scopo di verificare la presenza di odori riconducibili alla discarica monitorata presso il

ricettore sensibile considerato e sul perimetro della stessa, il lavoro è stato articolato come segue (Sironi et al., 2007):

- Addestramento: prelievo di campioni gassosi appartenenti alle classi olfattive corrispondenti alle potenziali sorgenti di odore della discarica monitorata e ad altre eventuali sorgenti odorigene esterne, necessari ad istruire gli strumenti a riconoscere gli odori provenienti dall'impianto in esame
- Monitoraggio, ossia analisi ripetuta dell'aria mediante l'impiego di due nasi elettronici. Uno strumento è stato posto sul perimetro dell'impianto, e uno presso il ricettore sensibile, con lo scopo di riconoscere la qualità dell'aria analizzata, rilevando l'eventuale presenza di odori riconducibili all'impianto in esame
- Elaborazione dei dati: confronto dei dati registrati dai nasi elettronici in fase di monitoraggio con quelli immagazzinati durante la fase di addestramento, al fine di classificare l'aria analizzata dal punto di vista qualitativo e stimarne la concentrazione di odore

7.2.2 Il naso elettronico usato per la sperimentazione

Il funzionamento del naso elettronico ricalca quello del sistema olfattivo umano ed è suddiviso nelle tre fasi fondamentali di seguito elencate:

- Rilevazione dei gas: l'azione dei recettori olfattivi umani è simulata da un certo numero di sensori sensibili a una vasta gamma di odoranti. Quando tali sensori entrano in contatto con l'aria odorigena da analizzare producono dei segnali di risposta
- Elaborazione dei segnali provenienti dai sensori: l'informazione fornita dai sensori viene compressa, così come avviene nel bulbo olfattivo umano
- Riconoscimento degli odori: un sofisticato sistema di elaborazione identifica gli odori basandosi su un insieme di dati che devono essere stati precedentemente immagazzinati, analogamente a quanto avviene nel cervello

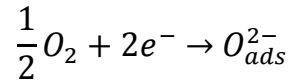
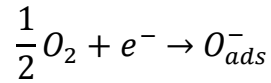
La matrice dei sensori è generalmente alloggiata in una camera realizzata con un materiale chimicamente inerte in cui fluisce un gas di riferimento che ha la funzione di stabilire una linea di base per la risposta dei sensori. Per effettuare la misura vera e propria il naso elettronico aspira l'aria da analizzare nella camera di misura, producendo una variazione quasi istantanea dell'atmosfera chimica e di conseguenza una risposta dei sensori. La misura si conclude con l'iniezione nella camera di nuovo gas di riferimento, la pulizia del materiale attivo che costituisce i sensori e il ritorno della risposta dei sensori alla linea di base.

Alla fase di misura segue l'elaborazione dei segnali, che può essere suddivisa nei quattro stadi seguenti:

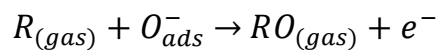
- pretrattamento dei segnali provenienti dai sensori (signal processing): correzione della deriva delle risposte dei sensori e compressione degli stati stazionari non utili per l'analisi dei dati;
- estrazione delle caratteristiche (feature extraction);
- classificazione;
- decisione finale;

Il naso elettronico (EOS 19) impiegato per il monitoraggio, è prodotto dalla SACMI e sviluppato specificamente per i monitoraggi ambientali nell'ambito di un progetto di ricerca condotto presso il Laboratorio Olfattometrico del PoliMi. Esso utilizza sei sensori a ossidi metallici semiconduttori MOS (Metal Oxide Semiconductor) (Falasconi et al., 2005). Il principio su cui si basano tali sensori è la variazione di conducibilità elettrica dell'ossido in presenza di sostanze odorigene rispetto al valore di conducibilità assunto in condizioni di riferimento. Il funzionamento dei sensori può essere distinto nelle due fasi di seguito descritte (Yamazoe et al., 2003):

- Fase di riposo: l'ossigeno dell'aria di riferimento reagisce con gli elettroni liberi presenti sullo strato di semiconduttore di tipo n del sensore. L'adsorbimento dell'ossigeno sul film sottile di semiconduttore ha come conseguenza un aumento della resistività del sensore.



- Fase di misura: il naso elettronico aspira l'aria da analizzare. I gas riducenti (ad es. H₂S, NH₃) in essa contenuti reagiscono con l'ossigeno adsorbito sulla superficie del sensore aumentando il numero di elettroni liberi. In questo modo la resistività del sensore (semiconduttore di tipo n) diminuisce.



Al contrario, i semiconduttori di tipo p mostrano un aumento della resistività in presenza di gas ossidanti (ad es. O₂, NO₂, Cl₂).

Le sessioni di misura sono costituite da quattro tempi caratteristici (Figura 41):

- “Before”: tempo immediatamente precedente alla misura vera e propria;
- “During”: durata della misura vera e propria, durante la quale il naso aspira l'aria da analizzare;
- “After”: tempo immediatamente successivo alla misura vera e propria, in cui l'aria di riferimento torna a fluire nella camera dei sensori con lo scopo di ripulire i sensori
- “Wait”: tempo che intercorre fra un tempo di After e il successivo tempo di Before

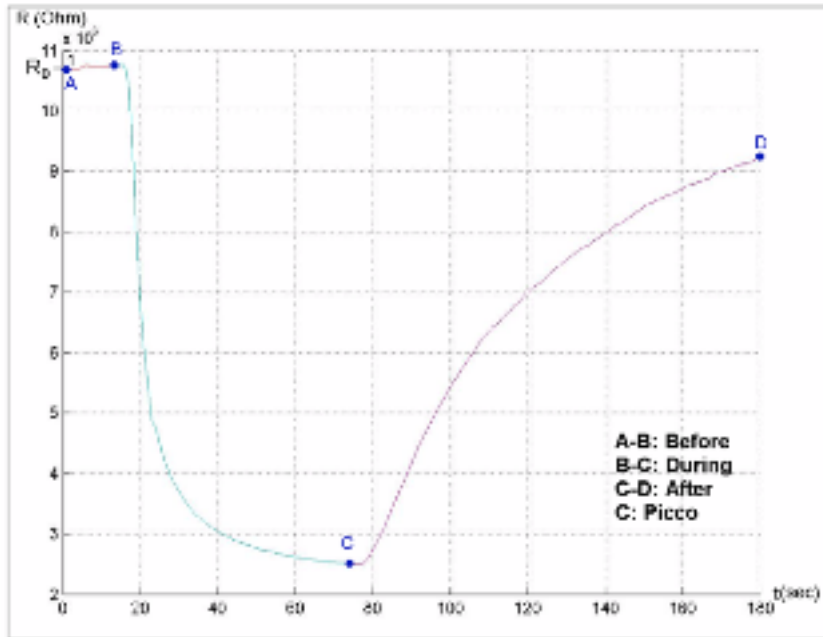


Figura 41 - Generica curva di risposta di un sensore

I tempi che vengono registrati per la misura e la successiva elaborazione dei risultati sono quelli di Before, During e After, mentre il tempo di Wait serve solamente a consentire il completo ripristino dei sensori.

L'elaborazione dei dati ha inizio con la riduzione delle informazioni provenienti dai sensori, ossia con l'estrazione delle caratteristiche significative (features) relative alle curve di risposta dei sensori. Questa operazione consente di estrapolare dai segnali di risposta dei sensori dei dati utili (feature set) per le successive elaborazioni.

Una volta realizzata la fase di addestramento i campioni incogniti possono essere analizzati mediante naso elettronico affinché il sistema proceda alla loro classificazione sulla base dei dati precedentemente accumulati. Tale classificazione è effettuata mediante l'utilizzo di algoritmi di classificazione (kNN – k Nearest Neighbours), oppure interpolando linearmente i punti delle misure di addestramento. Entrambi i metodi utilizzano una serie di dati di addestramento (training set) sulla base dei quali sono classificati i dati relativi ai campioni incogniti (match set).

7.2.3 Programmazione delle campagne di monitoraggio

Ai fini di monitorare in continuo l'impatto olfattivo della discarica e di convalidare mediante misure sperimentali i diversi modelli emissivi messi a confronto in questo studio, nel periodo tra Dicembre 2013 e Settembre 2014 sono state programmate 3 campagne di monitoraggio mediante naso elettronico.

Durante questi periodi il naso elettronico EOS 835-19 è stato posizionato presso un ricettore sensibile, in modo da rilevare l'eventuale presenza di odori provenienti dalla discarica monitorata. Come ricettore si è deciso di considerare la piscina comunale del comune di Gorla Minore, situata a ca. 2 km a sud-ovest della discarica in oggetto, e dove più volte è stata lamentata la presenza di odori attribuiti alla discarica stessa.

Lo strumento è stato collocato all'interno dell'edificio, in particolare all'interno di un vano scale, avente una canalina di uscita rivolta verso la discarica monitorata. I tubicini in Teflon di aspirazione dell'aria da analizzare sono stati lasciati fuoriuscire dalla canalina, campionando l'aria esterna all'edificio. L'aria di riferimento utilizzata è costituita dall'aria interna al locale, deodorizzata e deumidificata per filtrazione attraverso carboni attivi e gel di silice.

I tempi caratteristici di analisi impostati al naso elettronico EOS 835-19 per il monitoraggio sono riportati in Tabella 22:

Tempo caratteristico	Durata (min)
Before	0,2
During	3
After	1,8
Wait	10

Tabella 22 - Tempi caratteristici dei nasi elettronici

Durante i periodi di monitoraggio, il naso elettronico ha effettuato un'analisi dell'aria ogni 15 minuti. Durante ognuno di questi intervalli di tempo lo strumento ha aspirato per 3 minuti consecutivi l'aria da analizzare, mentre per i 12 minuti successivi è stata fatta fluire all'interno

della camera dei sensori l'aria di riferimento, con la funzione di ripulire i sensori e riportare la risposta alla linea di base.

7.2.4 Risultati dei monitoraggi con naso elettronico

I risultati dei monitoraggi sono rappresentati da tabelle in cui, per ciascuna delle misure effettuate durante tutto il periodo di monitoraggio dal naso elettronico EOS 835-19, installato presso il ricettore, è riportata la classe olfattiva e il valore di concentrazione di odore in ou_e/m^3 attribuiti dallo strumento all'aria analizzata. L'analisi di questi risultati consente di fare alcune osservazioni riguardanti l'impatto olfattivo imputabile alla discarica di Gorla Maggiore, almeno per quanto riguarda il ricettore considerato, rappresentato dalla piscina comunale di Gorla Minore, situato a ca. 2 km a sud-ovest della discarica.

Al fine di confrontare le risposte ottenute per via senso-strumentale, ed in particolare le rilevazioni di odore, con le condizioni meteorologiche vigenti al momento delle rilevazioni, sono stati utilizzati anche i dati meteorologici (in particolare velocità e direzione del vento) registrati dalla centralina meteo presente sulla discarica in oggetto durante il periodo di monitoraggio.

Per una valutazione di massima delle condizioni meteorologiche che possono causare la presenza di odori provenienti dalla discarica monitorata presso il ricettore considerato, è stata effettuata un'analisi dei dati di direzione e velocità del vento registrati dalla centralina meteo presente sulla discarica in oggetto durante i periodi di esecuzione del monitoraggio, più precisamente:

- dalle ore 01.00 di venerdì 13 Dicembre 2013 e alle 00.00 di lunedì 23 Dicembre 2013.
- dalle ore 01.00 di martedì 15 Luglio 2014 e alle 00.00 di giovedì 24 Luglio 2014.
- dalle ore 01.00 di venerdì 5 settembre 2014 e alle 00.00 di sabato 13 settembre 2014.

Nella prassi meteorologica, nelle rose dei venti è consuetudine, per convenzione, indicare l'angolo di direzione di provenienza del vento. Ad esempio, quando si indica che il vento ha angolo 90° , si intende che esso soffia da est a ovest. Al contrario, nel caso specifico, si è deciso di rappresentare non già la direzione del vento (ossia l'angolo di provenienza), ma piuttosto il vettore del vento (ossia la direzione verso cui il vento soffia). Quindi, quando si indica, ad

esempio, che il vento ha angolo 90° , si intende che esso soffia da ovest a est.

Nelle figure seguenti (42,43 e 44) sono illustrate le rose dei venti relative alla direzione del vettore del vento nei suddetti periodi.

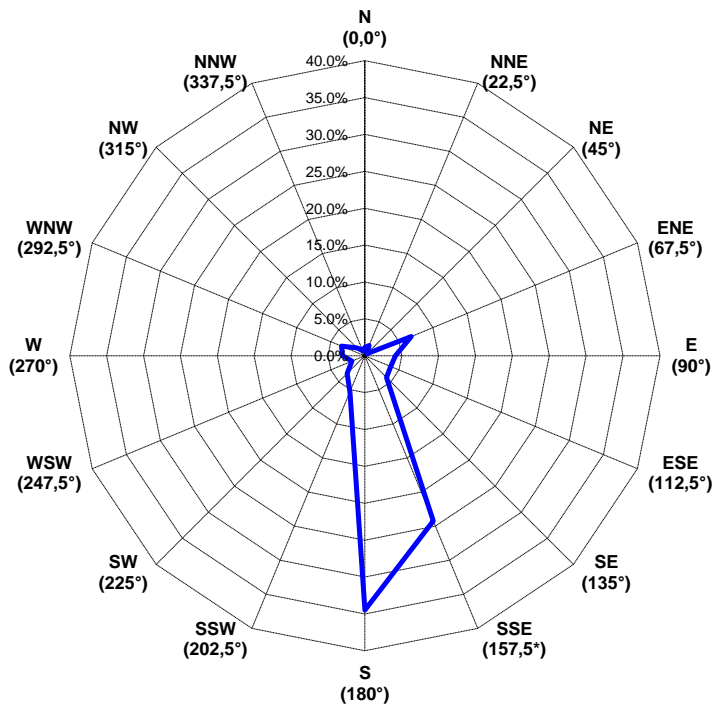


Figura 42 - Rosa dei venti relativa al periodo di Dicembre 2013

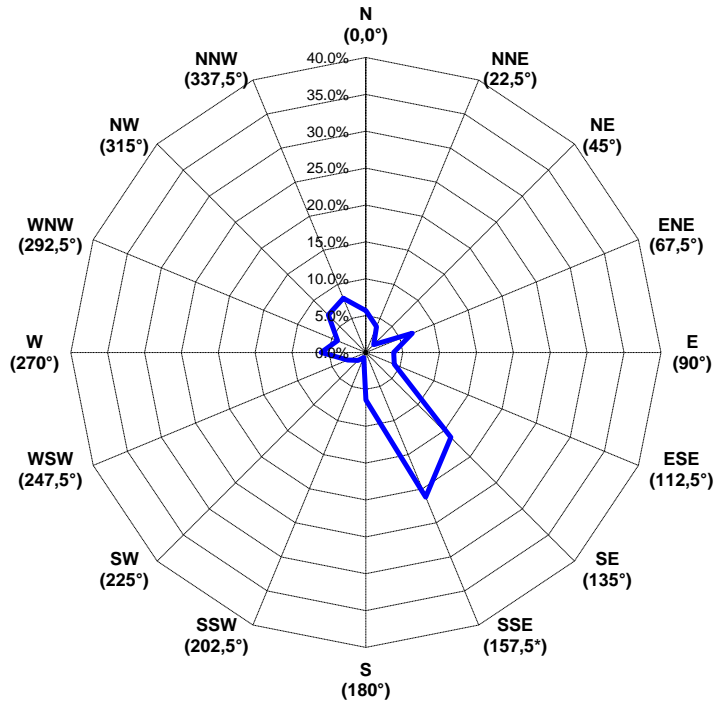


Figura 43 - Rosa dei venti relativa al periodo di Luglio 2014

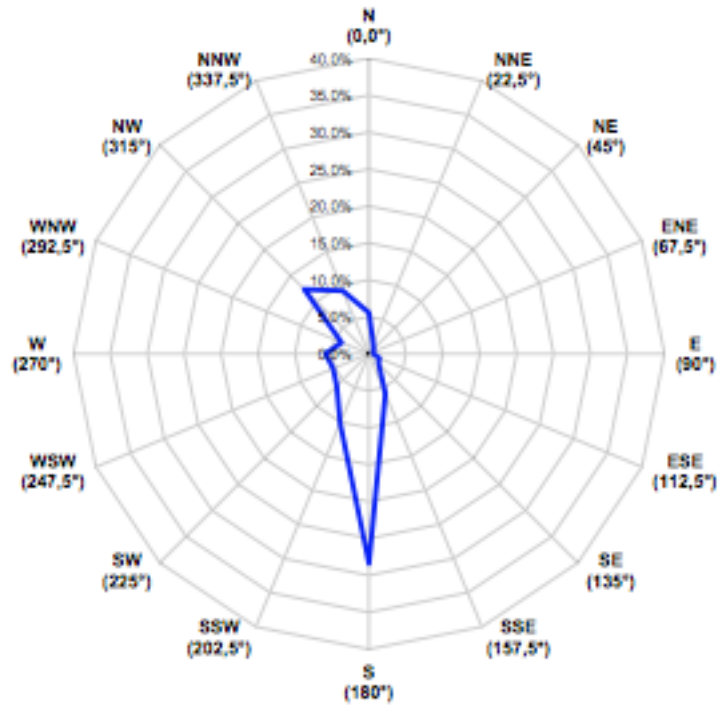


Figura 44 - Rosa dei venti relativa al periodo di Settembre 2014

Osservando le Figure di cui sopra è possibile individuare l'esistenza di una direzione prevalente del vento, ossia di vento diretto da nord verso sud. Ciò significa che, durante i periodi di monitoraggio, le condizioni meteorologiche sono state tali da favorire, nei momenti in cui il vento ha soffiato da nord verso sud, la rilevazione di odori provenienti dalla discarica da parte del naso elettronico EOS 835-19 utilizzato per il monitoraggio, essendo questo stato posizionato a sud rispetto all'impianto.

Relativamente al medesimo periodo, le direzioni del vettore del vento sono inoltre state studiate per fasce orarie, ossia considerando separatamente i dati registrati durante la mattina (dalle 4 alle 9), di pomeriggio (dalle 10 alle 15), di sera (dalle 16 alle 21) e durante la notte (dalle 22 alle 3) (Figura 45→ 47).

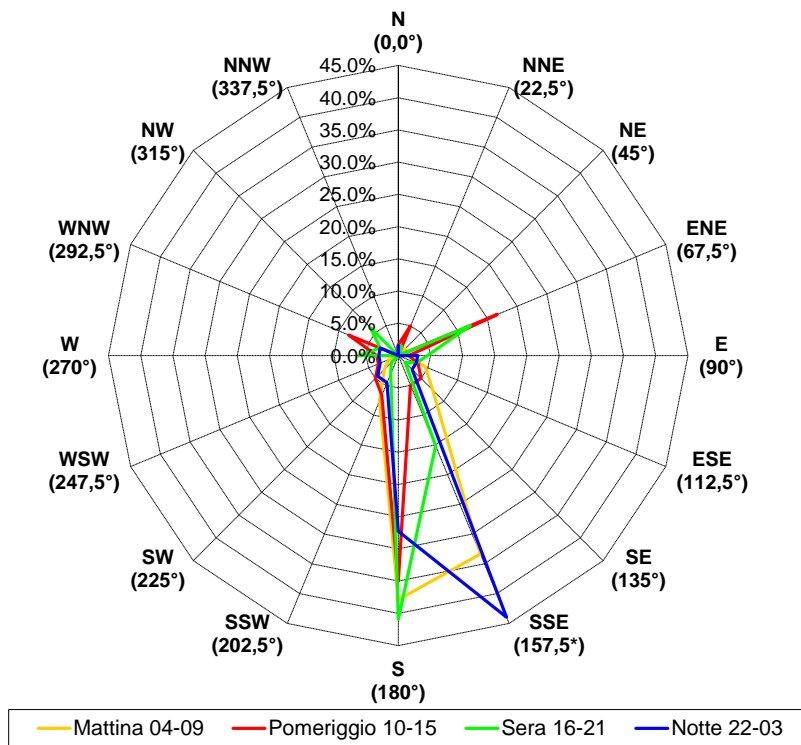


Figura 45 - Rosa dei venti per fasce orarie, relative al periodo di Dicembre 2013

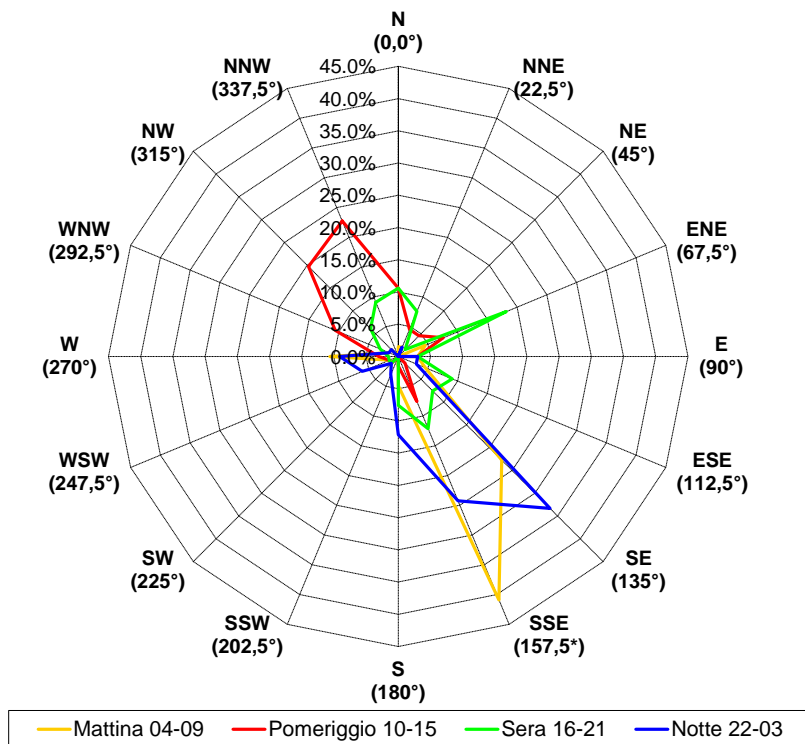


Figura 46 - Rosa dei venti per fasce orarie, relative al periodo di Luglio 2014

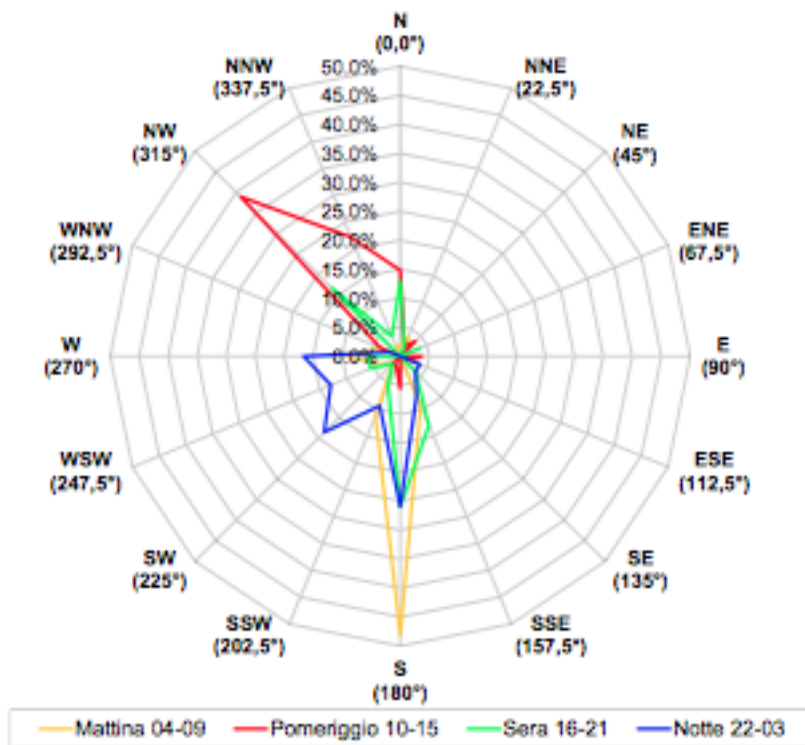


Figura 47 - Rosa dei venti per fasce orarie relative al periodo di Settembre 2014

I valori delle ore che compaiono nelle Figure soprastanti indicano, secondo la consueta convenzione, i 60 minuti precedenti: ad esempio, l'ora 16 indica i 60 minuti fra le 15.00 e le 16.00. Questo studio è stato effettuato allo scopo di verificare se, nei periodi di monitoraggio, vi siano state fasce orarie particolarmente favorevoli alla rilevazione di odori provenienti dalla discarica monitorata da parte del naso utilizzato per il monitoraggio, installato a sud della stessa.

Dalle medesime Figure si evince come durante le ore mattutine (04-09), serali (16-21) e notturne (22- 03) ci sia una direzione prevalente del vento diretto da nord verso sud mentre durante le ore pomeridiane (10-15) ci sia una direzione prevalente del vento diretto da sud-est verso nord- ovest. Da questa osservazione è possibile prevedere che, relativamente ai periodi di monitoraggio, le rilevazioni di odori provenienti dalla discarica presso il ricettore considerato siano particolarmente favorite nelle fasce di orario mattutine (04-09), serali (16-21) e notturne (22-03). Questa affermazione è tanto più vera, se si considera che durante le ore notturne, in assenza della radiazione solare, oltre ad avere una direzione del vento sfavorevole, si verifica anche un abbassamento dello strato limite di mescolamento, che ostacola la dispersione degli odori in atmosfera.

Le considerazioni relative alla ventosità sono particolarmente significative per il naso elettronico. Infatti, l'elevata distanza fra gli strumenti di analisi e la sorgente emissiva fa sì che la presenza di odori provenienti dalla discarica dipenda fortemente dalla direzione e dalla velocità del vento.

Sono di seguito riportate due rappresentazioni grafiche (Figure 48→ 53) dei risultati ottenuti con il naso elettronico EOS 835-19 nei periodi di monitoraggio.

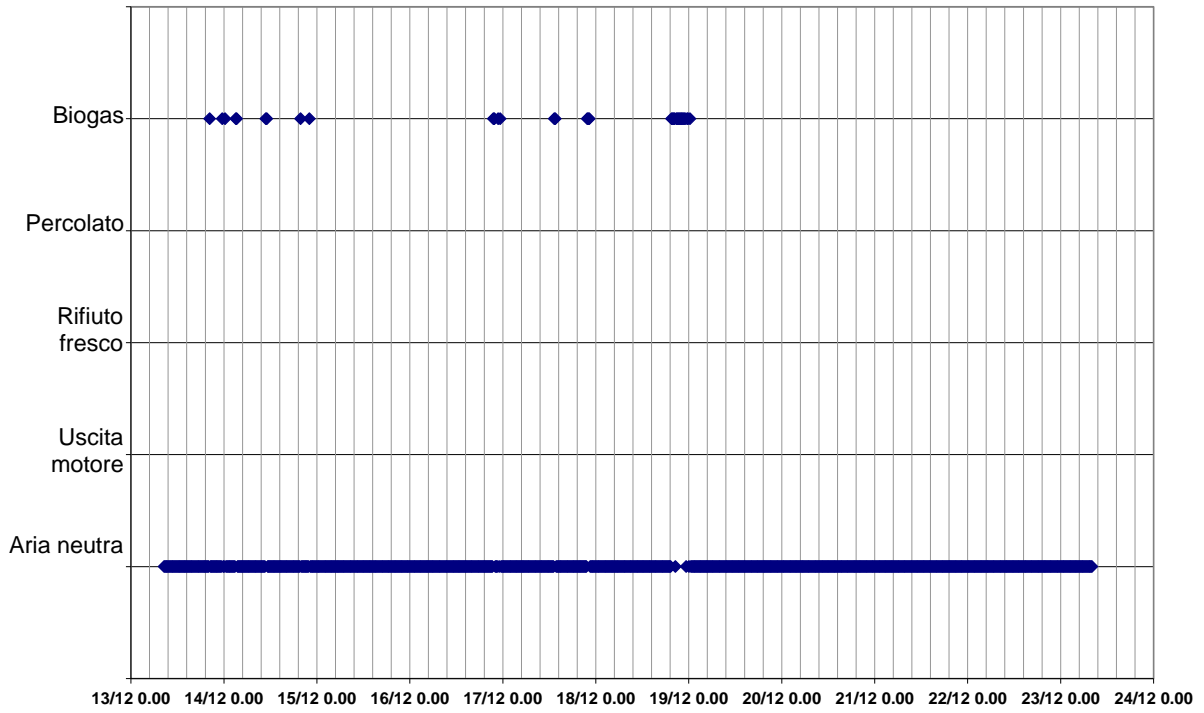


Figura 48 - Qualità dell'aria rilevata dal naso elettronico in Dicembre 2013

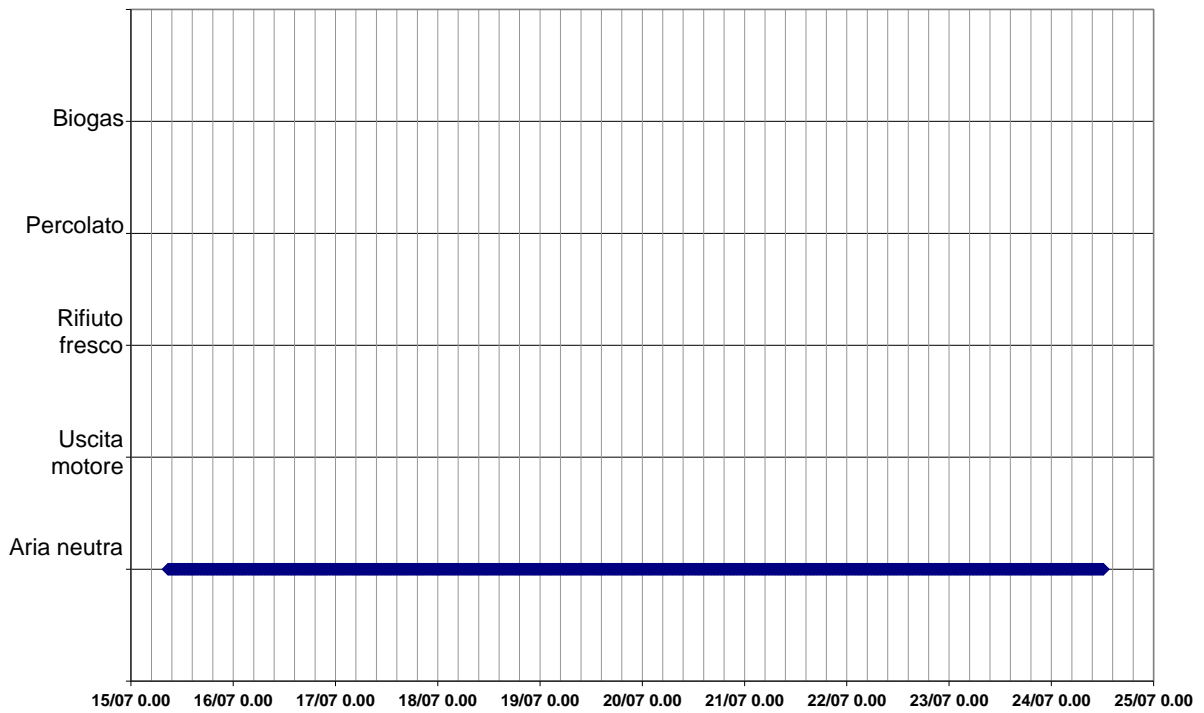


Figura 49 - Qualità dell'aria rilevata dal naso elettronico in Luglio 2014

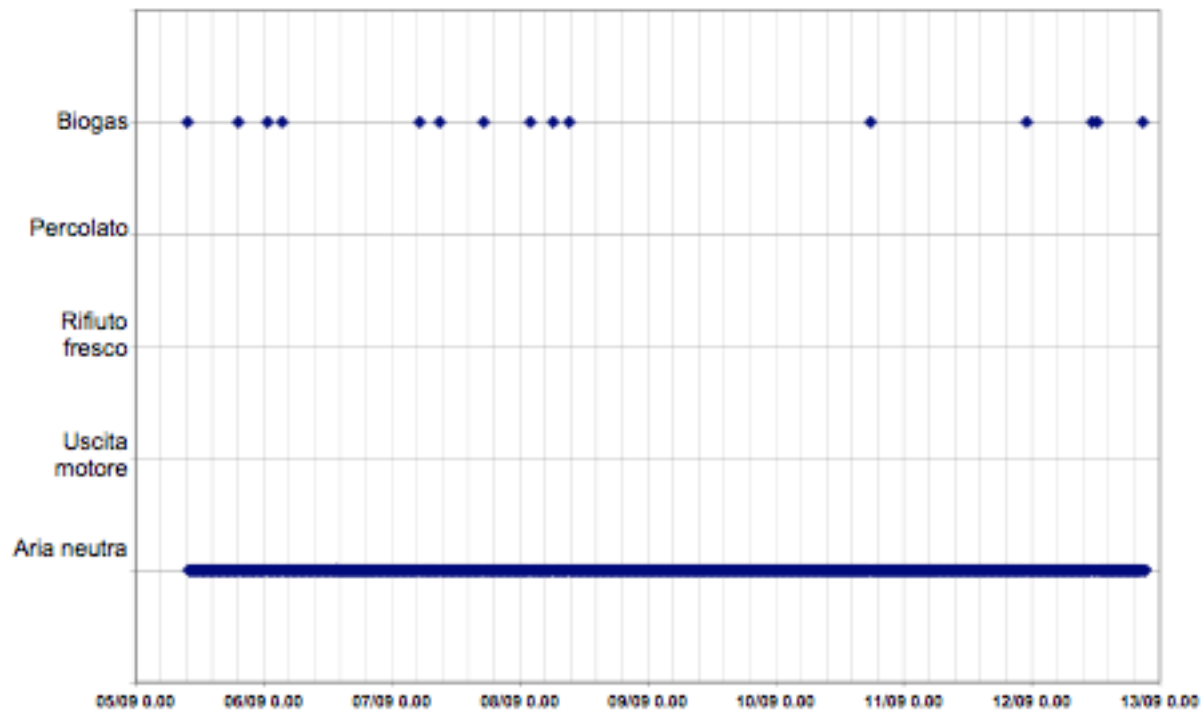


Figura 50 - Qualità dell'aria rilevata dal naso elettronico in Settembre 2014

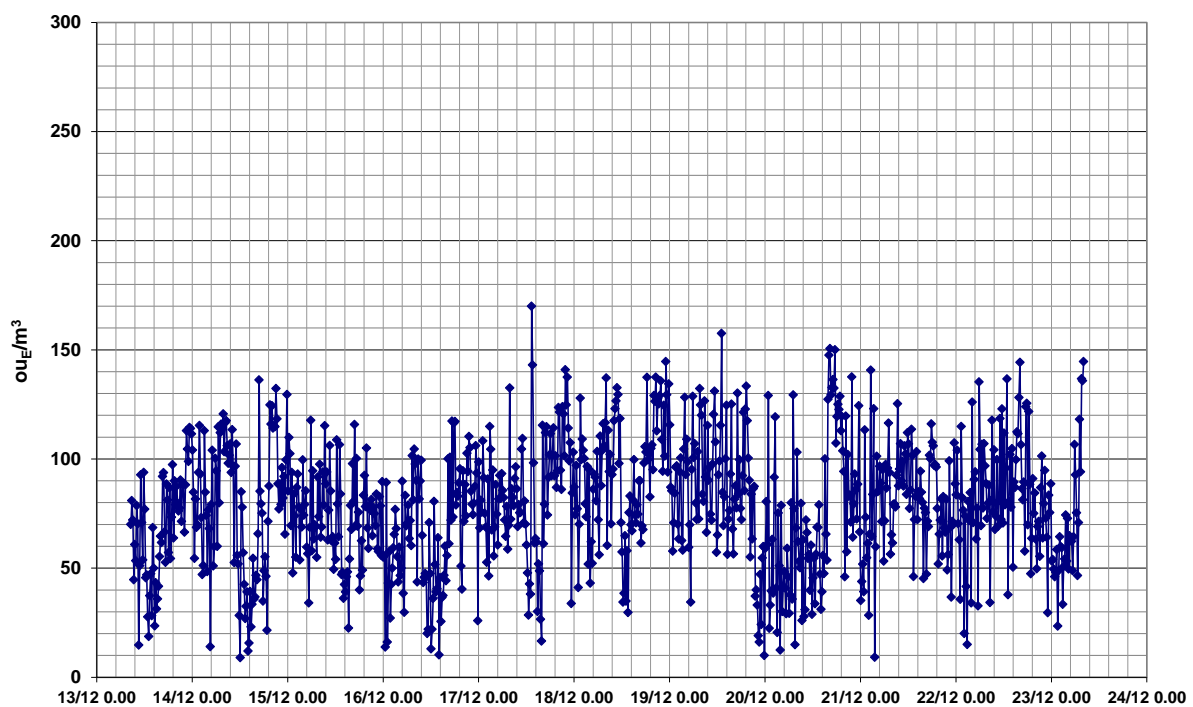


Figura 51 - Concentrazione di odore dell'aria analizzata in Dicembre 2013

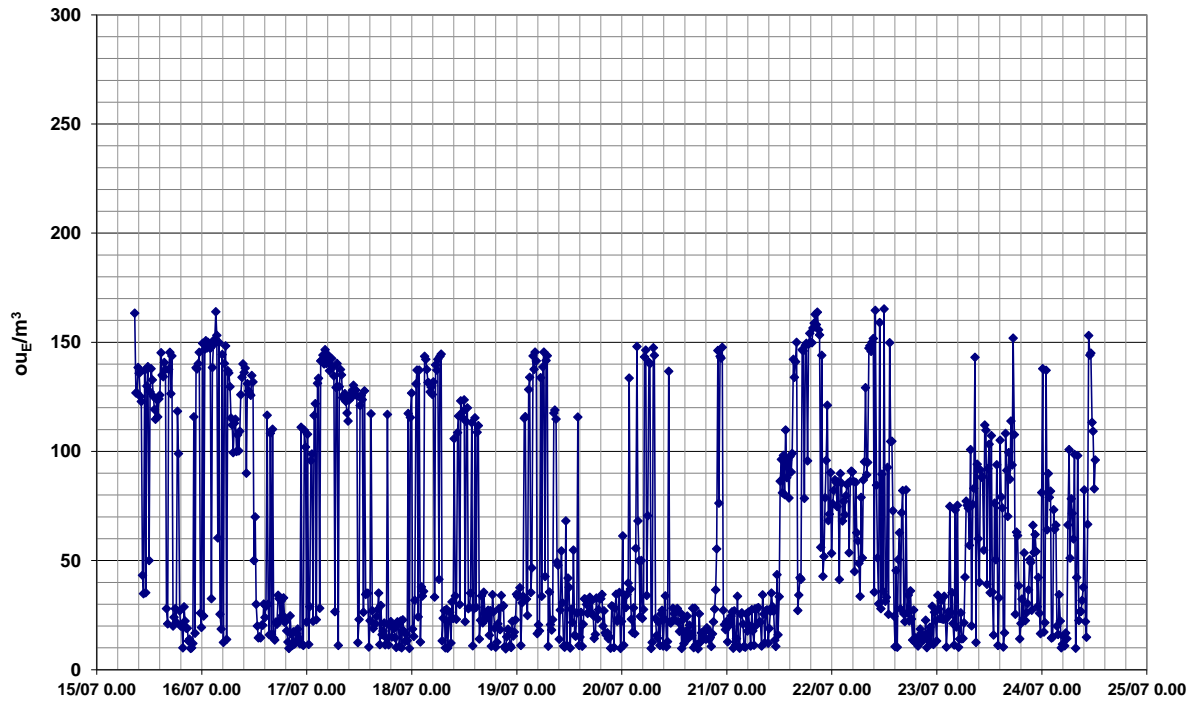


Figura 52 - Concentrazione di odore dell'aria analizzata in Luglio 2014

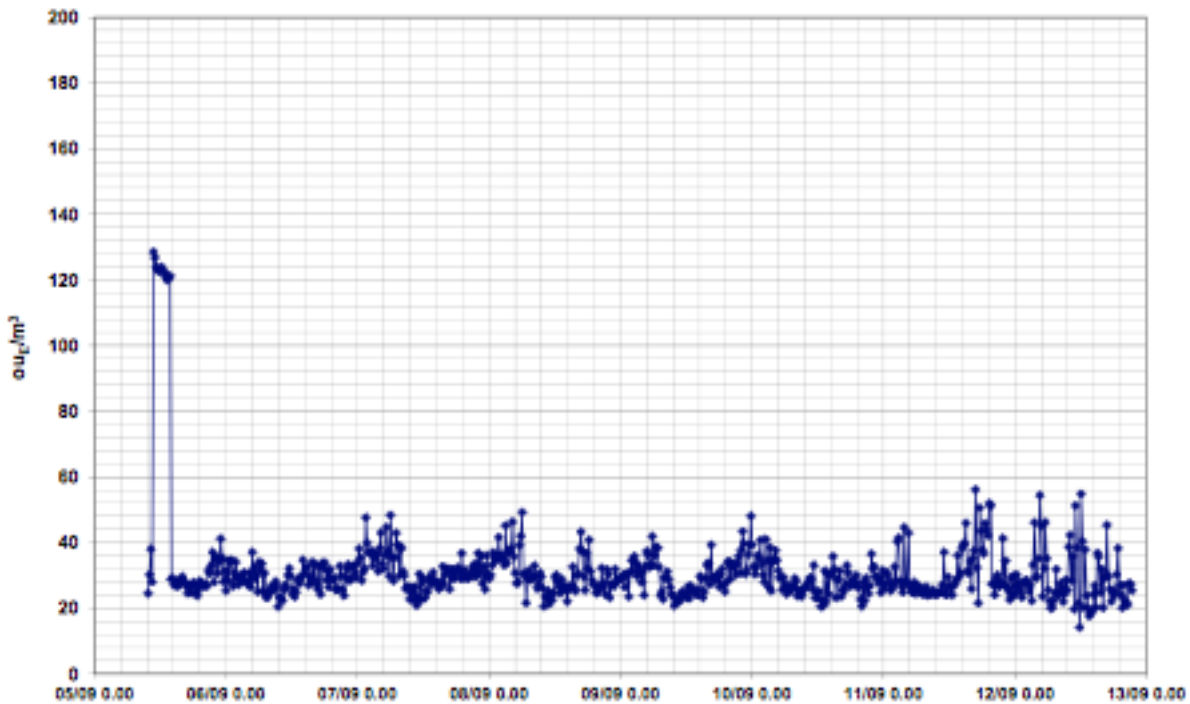


Figura 53 - Concentrazione di odore dell'aria analizzata in Settembre 2014

Ovviamente al fine di realizzare un confronto fra le risposte del naso elettronico e le condizioni meteo è necessario effettuare un confronto puntuale, basato sulla valutazione della corrispondenza dei periodi di segnalazione di odore da parte dello strumento con la direzione e la velocità del vento registrate in quel medesimo periodo, come è stato fatto nel paragrafo seguente.

7.3 Confronto naso elettronico vs CALPUFF

Come detto precedentemente, obiettivo di questo lavoro di tesi è il confronto tra gli scenari emissivi ottenuti con i diversi modelli studiati e le risposte di un naso elettronico posto nel comune di Gorla Minore, a circa 2 km a sud-ovest della discarica in esame per il monitoraggio (rilevazione e riconoscimento) degli odori provenienti dalla discarica stessa.

Come precedentemente accennato, sono state eseguite tre campagne della durata di 10 giorni cadauna, rispettivamente nei mesi di Dicembre 2013, Luglio 2014 e Settembre 2014, e sono stati isolati i giorni in cui il naso elettronico (EOS 835-19) ha attribuito l'aria analizzata alla classe

olfattiva “biogas”, ad eccezione della campagna di luglio in cui non è stato rilevato biogas e, quindi sono stati riportati a titolo d’esempio cinque dati con classe olfattiva “aria neutra”.

I risultati sono mostrati in Tabella 23:

GIORNO	ORA	CLASSE OLFATTIVA	CONCENTRAZIONE DI ODORE [ou_e/m³]	DIREZIONE DEL VENTO
13.12.2013	21	biogas	80	NORD
14.12.2013	0	biogas	114	NORD
14.12.2013	1	biogas	85	NORD
14.12.2013	4	biogas	113 e 85	NORD
14.12.2013	11	biogas	97	NORD-OVEST
14.12.2013	12	biogas	107	SUD-OVEST
14.12.2013	20	biogas	116	NORD
14.12.2013	23	biogas	89	NORD
16.12.2013	22	biogas	110 e 105	NORD-EST
16.12.2013	23	biogas	80	NORD-EST
17.12.2013	0	biogas	106	NORD-EST
17.12.2013	14	biogas	170 e 143	OVEST
17.12.2013	22	biogas	141	NORD
17.12.2013	23	biogas	125 e 137	NORD
18.12.2013	20	biogas	106 e 95	NORD
18.12.2013	21	biogas	129 e 126 e 112	NORD
18.12.2013	22	biogas	128 e 125 e 129 e 136	NORD
18.12.2013	23	biogas	109 e 94 e 125 e 101	NORD
19.12.2013	0	biogas	145 e 94 e 134	NORD-EST
19.12.2013	1	biogas	87	NORD
16.07.2014	16	aria neutra	56	SUD-OVEST
17.07.2014	17	aria neutra	80	SUD-OVEST
18.07.2014	18	aria neutra	127	SUD-OVEST
22.07.2014	20	aria neutra	159	OVEST
23.07.2014	20	aria neutra	91	SUD
05.09.2014	10	biogas	25	NORD
05.09.2014	20	biogas	28	NORD
06.09.2014	1	biogas	34	NORD
06.09.2014	4	biogas	29	NORD
07.09.2014	6	biogas	45	NORD-EST
07.09.2014	10	biogas	26	EST
07.09.2014	18	biogas	32	SUD-OVEST
08.09.2014	3	biogas	35	EST
08.09.2014	7	biogas	30	NORD
08.09.2014	10	biogas	31	SUD-EST
10.09.2014	18	biogas	27	OVEST
12.09.2014	0	biogas	23	EST
12.09.2014	12	biogas	38	NORD
12.09.2014	13	biogas	40	NORD-EST
12.09.2014	21	biogas	27	EST

Tabella 23 - Risultati rilevazione naso elettronico

A questo proposito si è deciso di verificare la corrispondenza fra l'odore rilevato dal naso elettronico e l'impatto olfattivo della discarica modellata con il CALPUFF.

In particolare, in corrispondenza delle ore in cui il Naso Elettronico ha rilevato la presenza di odore attribuendo l'aria analizzata alla classe olfattiva "biogas", nelle medesime ore sono state valutate le mappe di impatto olfattivo ottenute dalla simulazione con CALPUFF, al fine di confrontare le linee di impatto risultanti dalla simulazione (estensione e posizione delle isolinee di concentrazione di odore sul territorio) con la posizione del Naso Elettronico.

Al fine di poter sfruttare questo confronto anche come "convalida" dei diversi modelli emissivi valutati nel presente lavoro, si è deciso di mettere a confronto le rilevazioni di odore strumentali con le mappe di impatto risultanti dalle simulazioni effettuate a partire da 3 dei 7 modelli emissivi studiati (cfr. par. 6.3.6):

- Il modello numero 2, vale dire lo scenario emissivo calcolato a partire dalla quantità di biogas trovata grazie al LandGEM modificato
- Il modello numero 4, cioè lo scenario emissivo calcolato misurando direttamente sul suolo di discarica la concentrazione di odore
- Il modello numero 7, in cui la concentrazione di odore è stata ricavata utilizzando la Wind Tunnel e l'OER ricalcolato con la legge logaritmica rendendolo funzione della velocità del vento

Tali modelli sono stati scelti in quanto rappresentativi ciascuno di uno dei 3 diversi "approcci" di base discussi al paragrafo 6.3. I risultati di questo confronto sono rappresentati in Tabella 24.

RILEVAMENTO NE [ou/m3]	CLASSE OLFATTIVA	DIREZIONE DEL VENTO	Modello 2	Modello 7	Modello 4
80	biogas	NORD	NO	NO	NO
114	biogas	NORD	NO	NO	NO
85	biogas	NORD	NO	NO	NO
98	biogas	NORD	NO	NO	NO
97	biogas	NORD-OVEST	NO	NO	NO
107	biogas	SUD-OVEST	NO	NO	NO
116	biogas	NORD	NO	NO	NO
89	biogas	NORD	NO	NO	NO
107	biogas	NORD-EST	NO	NO	NO
80	biogas	NORD-EST	NO	NO	NO
106	biogas	NORD-EST	NO	NO	NO
156	biogas	OVEST	NO	NO	NO
141	biogas	NORD	NO	NO	NO
131	biogas	NORD	NO	NO	NO
100	biogas	NORD	NO	NO	NO
122	biogas	NORD	NO	NO	NO
129	biogas	NORD	NO	NO	NO
107	biogas	NORD	SI	SI	SI
122	biogas	NORD-EST	NO	NO	NO
87	biogas	NORD	NO	NO	NO
56	aria neutra	SUD-OVEST	SI	SI	SI
80	aria neutra	SUD-OVEST	SI	SI	SI
127	aria neutra	SUD-OVEST	SI	SI	SI
159	aria neutra	OVEST	SI	NO	SI
91	aria neutra	SUD	SI	SI	SI
25	biogas	NORD	SI	SI	SI
28	biogas	NORD	NO	NO	NO
34	biogas	NORD	NO	NO	NO
29	biogas	NORD	SI	SI	SI
45	biogas	NORD-EST	SI	SI	SI
26	biogas	EST	NO	SI	NO
32	biogas	SUD-OVEST	NO	NO	NO
35	biogas	EST	SI	SI	SI
30	biogas	NORD	SI	SI	SI
31	biogas	SUD-EST	NO	NO	NO
27	biogas	OVEST	SI	SI	SI
23	biogas	EST	NO	NO	NO
38	biogas	NORD	NO	SI	NO
40	biogas	NORD-EST	NO	NO	NO
27	biogas	EST	NO	NO	SI

Tabella 24 - Confronto NE vs. CALPUFF

Le corrispondenze ottenute, secondo quanto mostrato in Tabella 24, risultano essere:

- Modello 2 → 30%
- Modello 4 → 32.5 %
- Modello 7 → 25.5 %

Diversamente da quanto ci si poteva aspettare, le percentuali di corrispondenza risultano essere molto basse. In più, sembra che i tre modelli producano risultati molto simili tra loro, nonostante essi rappresentino scenari emissivi completamente diversi. Tutto ciò porterebbe a pensare che il confronto con il naso elettronico non sia il metodo adatto da seguire per ottenere un riscontro attendibile.

Sono di seguito mostrati, a titolo di esempio, tre mappe di impatto olfattivo per modello in cui è possibile vedere come, in alcuni casi, l'estensione delle isolinee di concentrazione è coerente con il posizionamento del naso elettronico installato a ca. 2 km a sud ovest dalla discarica in esame (cfr. par. 7.2).

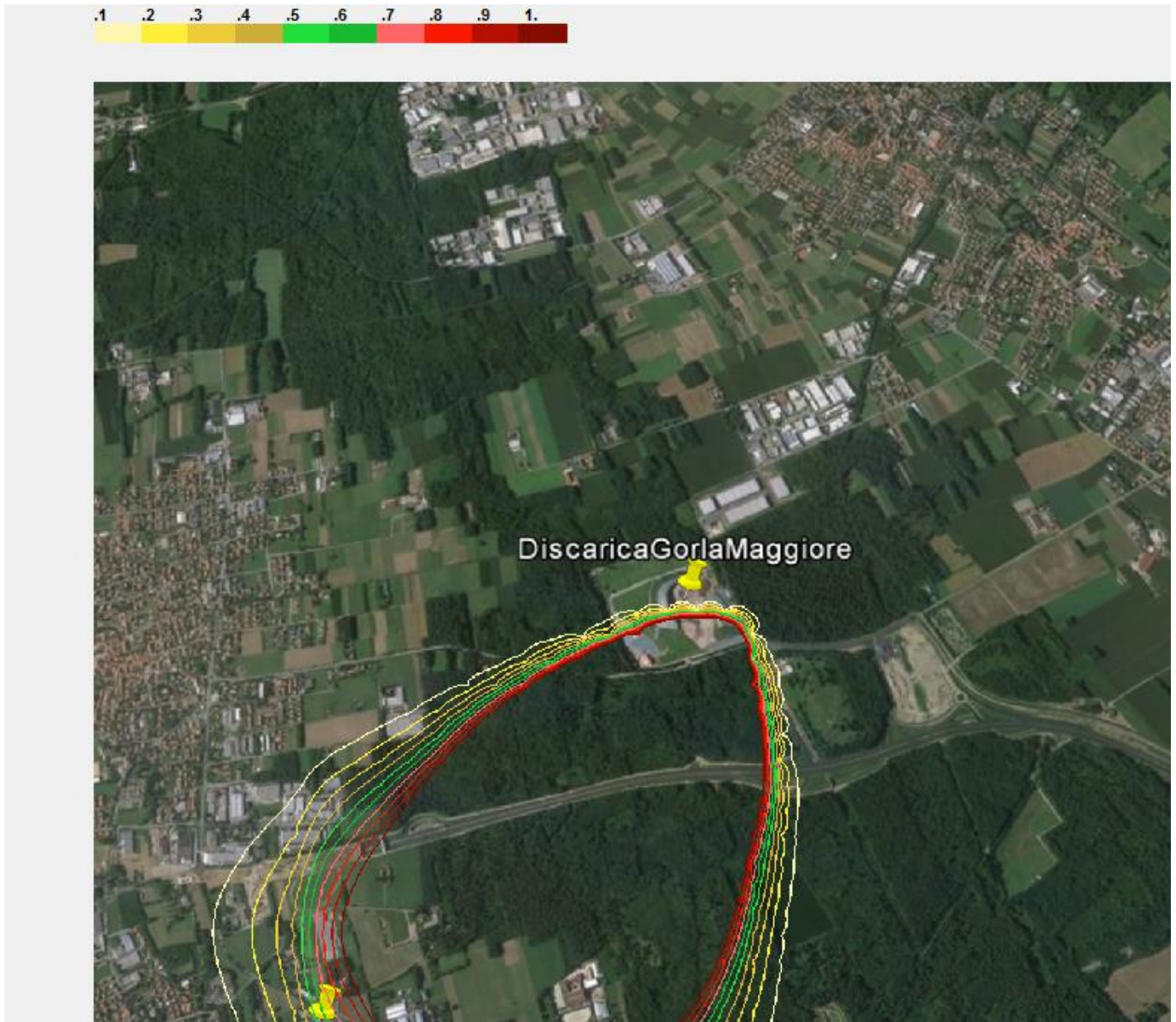


Figura 54 - Confronto Modello 2 vs naso elettronico (la mappa si riferisce al 7 Settembre 2014 alle ore 5.00)

In Figura 54 è rappresentato un esempio di “si”. Il segnaposto giallo in basso rappresenta la posizione del naso elettronico e si può vedere come l’emissione proveniente dalla discarica “incontri” la posizione del naso elettronico.

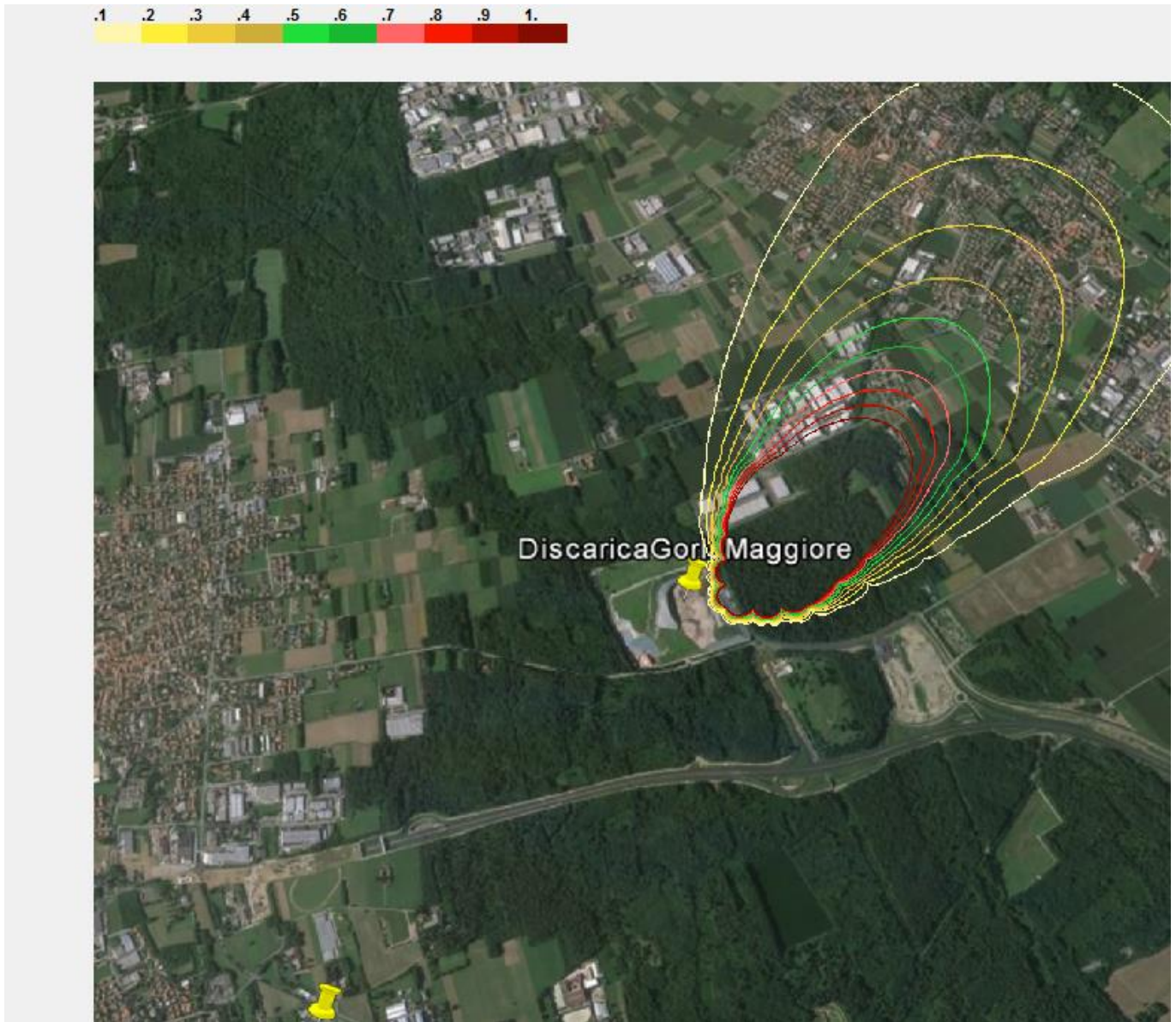


Figura 55 - Confronto modello 2 vs naso elettronico (la mappa si riferisce al 16 Luglio 2014 alle ore 16.00)

In Figura 55 è rappresentato un altro esempio di “si”. In questo caso il naso elettronico non ha rilevato alcun odore di biogas. Questo è confermato dalla mappa d’impatto, in quanto le isolinee di concentrazione di odore proveniente della discarica sono orientate in tutt’altra direzione.

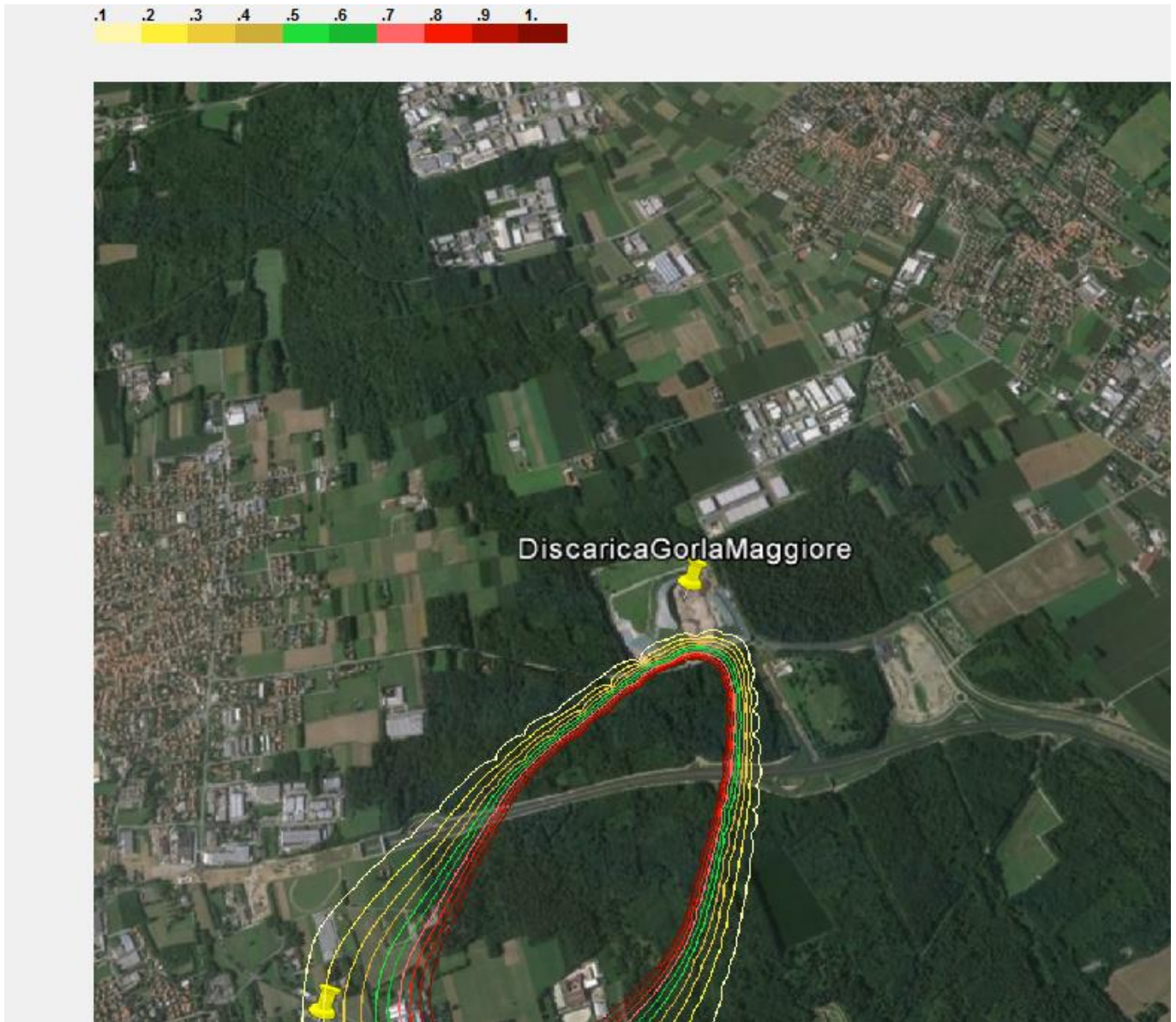


Figura 56 - Confronto modello 2 vs naso elettronico (la mappa si riferisce al 18 Dicembre 2013 alle ore 21.00)

In Figura 56 è mostrato un esempio di “no”. In questo caso il naso elettronico non ha rilevato alcun odore di biogas anche se le isolinee di concentrazione provenienti dalla discarica si concentrano nel punto in cui il naso è posizionato.

Da quanto visto in questo capitolo si evince la necessità di ulteriori approfondimenti futuri al fine di studiare opportuni metodi di convalida degli esiti dei modelli di dispersione dell’odore.

8. Conclusioni e obiettivi futuri

Questa tesi si inserisce nell'ambito dell'ingegneria chimica - ambientale, in particolar modo riguarda la valutazione delle emissioni di odore prodotte dalle discariche.

L'obiettivo di questo lavoro di tesi è stato studiare come quantificare le emissioni di odore da discarica, poiché, ad oggi, non esiste un metodo codificato per la valutazione delle emissioni odorigene da questa particolare tipologia di sorgente. A tale scopo sono stati studiati e messi a punto diversi metodi, basati su approcci diversi, sia modellistici che sperimentali, e tali metodi sono infine stati messi a confronto in termini di impatti mediante l'applicazione di uno specifico modello di dispersione atmosferica.

È importante sottolineare come questo lavoro si inserisca nel più ambizioso progetto di poter trovare una precisa correlazione tra i parametri meteorologici e l'emissione di biogas in atmosfera.

Per quanto riguarda nello specifico i diversi metodi studiati, nella prima parte del presente lavoro è stato realizzato un nuovo software in grado di calcolare le emissioni di biogas da discarica, simile al LandGEM EPA, ma con la variante di non considerare i due parametri fondamentali come delle costanti, bensì variabili anno per anno.

Il nuovo software si rivela migliore del suo precedente in quanto, trattando la discarica come una "somma" di "discariche annuali", bypassa il limite intrinseco del LandGEM che tende ad assumere i suoi parametri di input come costanti nel tempo, producendo una riduzione dell'OER di circa il 10%.

Tuttavia l'elevata sensibilità dei due programmi ai parametri di input fa sì che i due software non risultino adatti ad una valutazione di impatto ambientale.

È stato inoltre perfezionato il calcolo dell'OER ottenuto con il metodo basato sull'utilizzo della Wind Tunnel utilizzata dal gruppo di ricerca condotto dal Laboratorio Olfattometrico del Politecnico di Milano nel 2005. Dai risultati emerge come la Wind Tunnel, applicata a superfici a

bassa emissività, possa condurre a sovrastimare il flusso di odore emesso dalla discarica. Nel caso specifico, l'approssimazione effettuata nel considerare la discarica come una sorgente areale passiva risulta essere decisamente spinta, poiché attraversata da un flusso di biogas, anche se piccolo. È possibile che il flusso di biogas dalla superficie di discarica sia funzione di alcuni parametri meteorologici (di cui si è discusso sopra), ma non c'è ragione di ipotizzare una dipendenza dalla velocità del vento come per il caso delle sorgenti areali passive, in quanto il fenomeno della convezione forzata non è il parametro fondamentale che determina l'emissione.

La sovrastima dell'impatto olfattivo è evidente in questo lavoro poiché i risultati ottenuti non sono coerenti con quanto osservato da altre indagini compiute presso la stessa discarica dal gruppo di ricerca del Laboratorio Olfattometrico del PoliMi negli ultimi 10 anni.

Oltre a questo tipo di campagne sperimentali sono state condotte anche delle prove olfattometriche, con l'obiettivo di valutare la concentrazione di odore del biogas correlando la concentrazione di metano misurata con la concentrazione di odore del campione prelevato. Tale metodo costituisce sicuramente un'approssimazione, ma è certamente un approccio più "realistico" rispetto ad altri proposti in letteratura, che non fanno distinzione fra il biogas puro (da pozzo di captazione – $900.000 \text{ ou}/\text{m}^3$) e quello emesso attraverso la superficie, non tenendo così in considerazione gli effetti di biodegradazione che si verificano nell'attraversamento dell'ultima porzione di terreno e della copertura finale della discarica.

Tali ipotesi dovranno essere consolidate attraverso l'acquisizione di un maggior numero di dati sperimentali, possibilmente focalizzandosi su valori di concentrazione di odore superiori alle $100 \text{ ou}/\text{m}^3$.

È bene, inoltre, precisare come l'acquisizione futura di questi dati debba avvenire su tutta la superficie di discarica, ovvero senza soffermarsi su un unico lotto ma analizzandoli tutti e prendendo dunque in considerazione anche l'emissione dei lotti più nuovi, non ancora con copertura definitiva, dai quali si assumono presumibili le maggiori emissioni di biogas.

Questi lotti non sono stati finora presi in considerazione poiché volendo ricercare una

correlazione fra le emissioni di biogas e i dati meteorologici era necessario porsi in condizioni che fossero il più possibile ripetibili (campionamenti sempre alla stessa ora e negli stessi punti), cosa molto più semplice su un lotto chiuso e quindi più stabile.

In ultimo, vi è stato un tentativo di convalida dei modelli mediante campagne di monitoraggio con naso elettronico. I risultati prodotti non hanno evidenziato la veridicità di un modello particolare, portando alla conclusione che il naso elettronico non costituisca in questo caso un valido sistema per la convalida di modelli di dispersione dell'odore.

Un ulteriore obiettivo futuro potrebbe essere, quindi, la ricerca di un sistema per la convalida dei modelli di dispersione di odore quali, ad esempio, la Field Inspection o ulteriori misure sul campo.

Le future indagini dovranno inoltre essere condotte su ampie scale temporali, in modo da poter valutare anche l'influenza delle stagioni, ognuna caratterizzata da particolari condizioni meteo.

BIBLIOGRAFIA

Aydi A. *Energy Recovery from a Municipal Solid Waste (MSW) Landfill Gas: A Tunisian Case Study*, Hydrology Current Research 3, 1-3 (2012)

Balling R.C., Reynolds C.E. *The diurnal flux in the dispersion of sewage plant odors*, Water Air Soil Pollution 14, 323-329 (1980a)

Balling R.C., Reynolds C.E. *A model for evaluating the dispersion of wastewater plant odors*, Water Pollution Control 52, 2589-2593 (1980b)

Bliss P.J., Jiang K., Schulz T.J. *The development of a sampling system for determining odor emission rates from areasurfaces: Part II. Mathematical model*, Journal of the Air & Waste Management Association 45, 989–994 (1995)

Capanema M.A., Cabana H., Cabral A.R. *Reduction of odours in pilot-scale landfill biocovers*, Waste Management 34, 770–779 (2014)

Capelli L., Sironi S., Del Rosso R., Centola P., Il Grande M. *A comparative and critical evaluation of odour assessment methods on a landfill site*, Atmospheric Environment 42, 7050-7058 (2008)

Capelli L., Sironi S., Del Rosso R., Centola P. *Design and validation of a Wind Tunnel system for odour sampling on liquid area sources*, Water Science and Technology 59 (2009a)

Capelli L., Sironi S., Del Rosso R., Centola P. *Predicting odour emissions from wastewater treatment plants by means of odour emission factors*, Water Research 43, 1977-1985 (2009b)

Capelli L., Sironi S., Barczak R., Il Grande M., Del Rosso R. *Validation of a method for odor sampling on solid area sources*, Water Science and Technology 66, 1607-1613 (2012)

Capelli L., Sironi S., Del Rosso R., Guillot J.M. *Measuring odours in the environment vs.*

dispersion modelling: A review, Atmospheric Environment 79, 731-743 (2013a)

Capelli L., Sironi S., Del Rosso R. *Odor Sampling: Techniques and Strategies for the Estimation of Odor Emission Rates from Different Source*, Sensors 13, 938-955 (2013b)

Caresana F., Comodi G., Pelagalli L., Pierpaoli P., Vagni S. *Energy production from landfill biogas: An italian case*, Biomass and Bioenergy 35, 4331-4339 (2011)

Colzani G. *Emissioni superficiali di biogas da discariche*, Tesi di Laurea (2014)

Cook N.J. *The Deaves and Harris ABL model applied to heterogeneous terrain*, Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics 66, 197–214 (1997)

Davenport A. *Rationale for determining design wind velocities*, Journal of Structural Engineering 86, 39–68 (1960)

Deaves D. Harris R. *A Mathematical model of the structure of strong winds. Report 76*, Construction Industry Research and Information Association, (1978)

Di Bella G., Di Trapani D., Viviani G. *Evaluation of methane emissions from Palermo municipal landfill: Comparison between field measurements and models*, Waste Management 31, 1820-1826 (2011)

Di Trapani D., Di Bella G., Viviani G. *Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: Influence of landfill features and side slopes*, Waste Management 33, 2108-2115 (2013)

Drew D.R., Barlow J.F., Lane S.E. *Observations of wind speed profiles over Greater London, UK, using a Doppler lidar*, Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics 121, 98-105 (2013)

El-Fadel M., Findikakis A.N., Leckie J. O. *Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling*, Journal of Environmental Management 50, 1-25 (1997)

- Falasco M., Pardo M., Sberveglieri G., Battistutta F., Piloni M., Zironi R.** *Study of white truffle aging with SPME-GC-MS and the Pico2-electronic nose*, Sensors and Actuators B: Chemical 106, 88-94 (2005)
- Fang J.J., Yang N., Cen D.Y., Shao L.M., He P.J.** *Odor compounds from different sources of landfill: Characterization and source identification*, Waste Management 32, 1401-1410 (2012)
- Figueroa V.K., Cooper C.D., Mackie K.R.** *Estimating Landfill Greenhouse Gas Emissions from Measured Ambient Methane Concentrations and Dispersion Modeling*, AWMA Annual Conference, 1-17 (2008)
- Frechen F.B., Frey M., Wett M., Löser C.** *Aerodynamic performance of a low-speed Wind Tunnel*, Water Science & Technology 50, 57-64 (2004)
- Gostelow P., Parsons S.A., Stuetz R.M.** *Odour measurement for sewage treatment works*, Water Research 35, 579-597 (2001).
- Heaney C.D., Wing S., Campbell R.L., Caldwell D., Hopkins B., Richardson D., Yeatts K.** *Relation between malodor, ambient hydrogen sulfide, and health in a community bordering a landfill*, Environmental Research 111, 847-852 (2011)
- Hobson J.** *The odour potential: a new tool for odour management*, Water and Environment Journal 9, 458-463 (1995).
- Iaboni V.** *Situazione europea e nazionale dello smaltimento dei rifiuti urbani in discarica e produzione di biogas*, <http://astrolabio.amicidellaterra.it/node/294> (2012)
- Jiang J.K., Bliss P.J., Schulz T.J.** *The development of a sampling system for determining odor emission rates from area surfaces: Part I. aerodynamic performance*, Journal of the Air & Waste Management Association 45, 917-922 (1995).

Jiang J.K. *Concentration measurement by dynamic olfactometer.* Water Environment Technology 8, 55-58 (1996).

Jiang J.K., Kaye R. *Sampling techniques for odour measurement.,* Odours in Wastewater Treatment: Measurement, Modelling and Control, IWA Publishing, 98–117 (2001)

Kalantarifard A., Yang G.S. *Estimation of Methane Production by LANDGEM Simulation Model from Tanjung Langsat Municipal Solid Waste Landfill, Malaysia,* International Journal of Science and Technology Volume 1, 481-487 (2012)

Klenbusch M.R. *Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber,* User's guide, Radian Corporation (1986).

Koe L.C.C. *Sewage odors quantification.* Encyclopedia of Environmental Control Technology, Wastewater Treat. Technol. 3, cd P.N. Cheremisinoff, 423-446. Gulf Publishing Company, Houston (1989).

Kumar S., Gaikwad S.A., Shekdar A.V., Kshirsagar P.S. *Estimation method for national methane emission from solid waste landfills,* Atmospheric Environment 38, 3481-3487 (2004)

Li Q., Zhi L., Hu F. *Boundary layer wind structure from observations on a 325 m tower,* Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics 98, 818–832 (2010)

McKendry P. *Energy production from biomass (part 1): overview of biomass,* Bioresource Technology 83, 37-46 (2002)

Palmiotto M., Fattore E., Paiano V., Celeste G., Colombo A., Davoli E. *Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: Toxicological risk and odor nuisance effects,* Environment International 68, 16-24 (2014)

Pettarin N., Rivilli S., Snidar R. *Predictive Numerical Evaluation of Odour Dispersion,*

Case Study: Non-Hazardous Waste Landfill, Chemical Engineering Transactions 30, 223-228 (2012)

Rachor I.M., Gebert J., Grongroft A. & E., Pfeiffer M. *Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales*, European Journal of Soil Science 64, 16–26 (2013)

Reinhart D.R., Cooper D.C., Walker B.L. *Flux Chamber Design and Operation for the Measurement of Municipal Solid Waste Landfill Gas Emission Rate*, Journal of the Air & Waste Management Association 42, 1067-1070 (1992)

Ricciardelli F., Polimeno S. *Some characteristics of the wind flow in the lower urban boundary layer*, Wind Engineering and Industrial Aerodynamics 94, 815–832 (2006)

Romain A.C., Delva J., Nicolas J. *Complementary approaches to measure environmental odours emitted by landfill areas*, Sensors and Actuators B: Chemical 131, 18-23 (2008)

Sarkar U., Hobbs S.E. *Odour from municipal solid waste (MSW) landfills: a study on the analysis of perception*, Environment International 27, 655–662 (2002)

Scharff H., Jacobs J. *Applying guidance for methane emission estimation for landfills*, Waste Management 26, 417-429 (2006)

Schiffman S.S., Sattely Miller E.A., Suggs M.S. *The effect of environmental odors emanating*, Brain Research Bulletin 37, 369-375 (1995)

Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J., Zhang X. *A user's guide for the CALPUFF dispersion model (Version 5)*, Earth Technology Inc., Concord (2000)

Sil A., Kumar S., Wong J.W.C. *Development of correction factors for landfill gas emission model suiting Indian condition to predict methane emission from landfills*, Bioresource Technology 168, 97-99 (2014)

Sironi S., Capelli L., Centola P., Del Rosso R., Il Grande M. *Odour emission factors for assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact*, Atmospheric Environment 39, 5387-5394 (2005)

Sironi S., Capelli L., Centola P., Del Rosso R., Il Grande M. *Continuous monitoring of odours from a composting plant using electronic noses*, Waste Management 27, 389-397 (2007)

Sironi S., Capelli L., Del Rosso R. *Odor Emissions Reference Module in Chemistry, Molecular Sciences and Chemical Engineering* (2014)

Sohn J.H., Smith R., Yoong E., Leis J., Galvin G. *Quantification of odours from piggery effluent ponds using an electronic nose and an artificial neural network*, Biosystems Engineering 86, 399–410 (2003)

Solan P.J., Dodd V.A., Curran T.P. *Evaluation of the odour reduction potential of alternative cover materials at a commercial landfill*, Bioresource Technology 101, 1115–1119 (2010)

Stordeur R.T., Stordeur C.M., Levine S.P., Hoggatt J.H. *A new microprocessor-controlled dynamic olfactometer*. Journal of the Air & Waste Management Association 31, 377-380 (1981).

Tieleman, H. *Strong wind observations in the atmospheric surface layer*, Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics 96, 41–77 (2008)

Visconti M. *Emissioni di odore da superfici solide*, Tesi di Laurea (2014)

Ying D., Chuanyu C., Bin H., Yuen X., Xuejuan Z., Yingxu C., Weixiang W. *Characterization and control of odorous gases at a landfill site: A case study in Hangzhou, China*, Waste Management 32, 317-326 (2012)

Yamazoe N., Sakai G., Shimanoe K. *Oxide Semiconductor Gas Sensors*, Catalysis Surveys from Asia 7, 63-75 (2003)

Zuberi M.J.S., Ali S.F. *Greenhouse effect reduction by recovering energy from waste landfills in Pakistan*, Renewable and Sustainable Energy Reviews 44, 117-131 (2015)