



UNIONE EUROPEA
Fondo Sociale Europeo



Ministero dell'Università
e della Ricerca



REACT EU



DIPARTIMENTO JONICO IN
“SISTEMI GIURIDICI ED ECONOMICI DEL MEDITERRANEO:
SOCIETÀ, AMBIENTE, CULTURE”

DOTTORATO DI RICERCA
IN
“DIRITTI, ECONOMIE E CULTURE DEL MEDITERRANEO”
XXXVII CICLO

(Settore scientifico disciplinare: ECON 10/A)

**Metodologia UAV-based per la quantificazione delle
emissioni fuggitive di CH₄ a livello di sito**

Tutor:

Chiar.mo Prof.

Pietro Alexander RENZULLI

Dottorando

Dott. Donatello FOSCO

Anno Accademico 2024/2025

Nell'ambito della borsa di dottorato del Programma Operativo Nazionale Ricerca e Innovazione 2014-2020 (CCI 2014IT16M2OP005), risorse FSE REACT-EU, Azione IV.4 "Dottorati e contratti di ricerca su tematiche dell'innovazione" e Azione IV.5 "Dottorati su tematiche Green".

Dottorando	Donatello Fosco
Tutor	Chiar.mo Prof. Ing. Pietro Alexander Renzulli
Coordinatore	Chiar.mo Prof. Ing. Pietro Alexander Renzulli
Corso di Dottorato in	Diritti, Economie e Culture del Mediterraneo
Ciclo	XXXVII
Codice borsa	DOT1602418
CUP	H99J21010080001
Tipologia Green/Innovazione	Green
Titolo Progetto	Applicazione di metodiche "UAV based" al monitoraggio ambientale per l'individuazione e la misurazione di inquinanti aerodispersi

INDICE

1	INTRODUZIONE	13
1.1	Inquadramento generale del problema	13
1.2	Incongruenza tra metodi bottom-up e top-down	15
1.3	Limiti degli attuali metodi di quantificazione top down.....	17
1.4	L'utilizzo delle tecnologie UAV per il monitoraggio del CH ₄	18
1.5	Vantaggi e limiti dei metodi UAV-based esistenti	23
2	SCOPO DELLA RICERCA	26
2.1	Obiettivi principali della ricerca	26
2.2	Rilevanza scientifica dell'approccio innovativo proposto	27
3	REVISIONE DELLA LETTERATURA	28
3.1	Introduzione	28
3.2	Criteri di classificazione per le piattaforme UAV	28
3.2.1	Modelli ad ala fissa	29
3.2.2	Modelli ad ala rotante.....	31
3.2.3	Criteri di scelta della piattaforma UAV.....	36
3.3	Sensori per il rilevamento del CH ₄	42
3.3.1	Sensori a percorso chiuso (CP)	46
3.3.2	Sensori a percorso aperto (OP)	55
3.3.3	Metodi di campionamento per il CH ₄	65
3.3.4	Acquisizione dei dati di vento	66
3.3.5	Metodi UAV-based per la quantificazione delle emissioni di CH ₄	68
4	MATERIALI E METODI	83
4.1	Sistema UAV e strumentazioni	83
4.2	Approccio al bilancio di massa proposto	86
4.2.1	Conversione da ppm-m a concentrazione integrata (g m ⁻²)	88
4.2.2	Stima del fondo ambientale CH _{4,b}	88
4.2.3	Modalità di acquisizione dei dati di vento	89
4.2.4	Incertezza totale del metodo	90
4.3	Variante 1 al metodo proposto	91
4.4	Variante 2 al metodo proposto	93

4.4.1	Incertezza totale variante 2.....	95
4.5	Schema dei test condotti e descrizione dei siti oggetto di studio	95
4.5.1	Test a rilascio controllato	96
4.5.2	Discarica per rifiuti solidi urbani.....	98
4.5.3	Allevamento di bovini da latte – Sito A	100
4.5.4	Allevamento di bovini da latte – Sito B	105
4.5.5	Allevamento di bovini da latte – Sito C	107
5	RISULTATI E DISCUSSIONE	112
5.1	Test a rilascio controllato	112
5.1.1	Variante 1 al metodo proposto	113
5.1.2	Variante 2 al metodo proposto	126
5.2	Test presso discarica per rifiuti solidi urbani	127
5.2.1	Stima del fondo ambientale di CH ₄	127
5.2.2	Tassi di emissione stimati	130
5.2.3	Risultati camere di accumulo	131
5.2.4	Stima dell'efficienza di captazione del biogas dal sito	137
5.2.5	Confronto con altre discariche in Italia	138
5.3	Test presso allevamenti di bovini da latte.....	140
5.3.1	Test condotti presso il Sito A.....	142
5.3.2	Test condotti presso il Sito B	145
5.3.3	Test condotti presso il Sito C	147
5.3.4	Riepilogo e confronto tra i risultati	149
5.3.5	Stima dei fattori di emissione enterica per i tre siti di allevamento	153
6	CONCLUSIONI E PROSPETTIVE FUTURE	160
	Bibliografia	162

ELENCO DELLE FIGURE

Figura 1.1 Andamento delle emissioni di CH₄ dai settori chiave (agricoltura, energia e rifiuti) nel periodo 1990-2021. Dati forniti per Paese. (Fonte: ClimateWatch). 14

Figura 1.2 Confronto tra le emissioni settoriali di metano stimate da IEA (2022) e negli inventari nazionali (UNFCCC, 2021; emissioni del 2019) negli Stati Europei. È stato utilizzato il livello di aggregazione dei Paesi disponibile nel *Methane Tracker Data Explorer* di IEA. Le percentuali si riferiscono al surplus (+) o al deficit (-) delle stime IEA rispetto alle stime UNFCCC. (Fonte: ISPRA R374/2022). 16

Figura 1.3 Programma ERAST: prototipo Helios, alimentato a celle combustibili e dotato di pannelli solari per aumentare la durata di volo. Precipitato il 23 giugno 2003 durante una operazione nell'Oceano Pacifico. (Fonte: NASA <http://www.dfrc.nasa.gov/Gallery/Photo/Helios/HTML/ED01-0209-3.html>). 20

Figura 1.4 Programma ERAST: prototipo Altus II, alimentato da un motore a quattro cilindri con apertura alare di 16.5 m. Poteva trasportare un carico di 150 kg. Nell'ottobre del 1996 stabilì un record di resistenza in un singolo volo per aeromobili azionati a distanza di oltre 26 ore, durante cinque test svolti in Oklahoma. (Fonte: NASA <https://www.dfrc.nasa.gov/Gallery/Photo/Altus/HTML/EC99-45006-1.html>). 20

Figura 1.5 Sistema UAS “Indigo” e gascromatografo realizzati dall’Università di Samara (Russia). (Fonte: <https://ssau.ru/english/news/15500-scientists-of-samara-university-created-flying-gas-chromatograph>). 21

Figura 1.6 Distribuzione percentuale dei pesi delle componenti per un drone commerciale (DJI S1000). Fonte (Stewart & Martin, 2020). 23

Figura 3.1 Esempi commerciali UAV ad ala fissa: a) DT26 Open Payload; b) SenseFly eBee; c) Aeromapper TALON; d) YANGDA Sky Whale Max Electric. Immagini prese dai siti dei produttori. 29

Figura 3.2 Esempi commerciali di piattaforme UAV ad ala rotante: a) elicottero DJI Spreading Wings S1000; b) elicottero XBOTICS Phoenix 6 AG; c) quadricottero DJI M350 RTK. Immagini prese dai siti dei produttori. 32

Figura 3.3 Schema concettuale del sistema UAV in due istanti successivi t e $t + \Delta t$. (Fonte: Kim et al., 2021) 34

Figura 3.4 Diagramma che lega risoluzione spaziale, velocità del drone e durata del volo normalizzata su 100 m in funzione della frequenza di acquisizione del sensore. Si riporta l'esempio per un sensore a 10 Hz su un drone che vola a 1 m s^{-1} , cui corrisponde una risoluzione spaziale di 10 misure/m e una durata del volo di 1.67 minuti per 100 m. ... 37

Figura 3.5 Area di buffer: a) schema concettuale; b) raggio dell'area di buffer in funzione della quota h . Il termine d_1 indica la distanza percorsa dal drone tra il momento in cui si verifica l'avaria e l'istante in cui il pilota attiva il terminatore di volo. Il termine d_2 considera la traiettoria balistica durante la caduta del drone a partire dalla quota h . (Fonte: Circolare Esplicativa ENAC del 07.07.2016)..... 39

Figura 3.6 Differenza percentuale area di buffer tra droni ad ala fissa e rotante in funzione della velocità. 41

Figura 3.7 Principio di funzionamento tecnologia CP-TDLAS. Il diodo laser è sintonizzato per emettere a specifiche lunghezze d'onda, in modo da includere i maggiori picchi di assorbimento per la specie gassosa da analizzare (a). Nella cella, il gas presente assorbirà in corrispondenza delle frequenze di picco e questo comportamento sarà osservabile dallo spettro di assorbimento (b). L'intensità del segnale in uscita, a seguito di questo fenomeno, presenterà delle linee di assorbimento che sono poste in relazione all'intensità emessa mediante algoritmi appositi basati sulla Legge di Lambert-Beer (Fonte: *He et al., 2021*). 47

Figura 3.8 Principio di funzionamento tecnologia CRDS. Il sensore emette una radiazione elettromagnetica a specifica lunghezza d'onda per il gas target, inviandola all'interno di una cavità ottica costituita da due o più specchi ad alta riflessività (cella multipasso). Il campione d'aria viene aspirato dall'esterno tramite una piccola pompa e attraversato dal raggio laser all'interno della cella. Quindi i tempi di decadimento prima e dopo l'introduzione del campione vengono confrontati per ricavare la concentrazione del gas target. (Fonte: *Hu et al., 2021*). 48

Figura 3.9 Principio di funzionamento tecnologia QCLAS. Le linee rosse e viola indicano rispettivamente il livello energetico superiore e inferiore. La freccia rivolta verso il basso indica la caduta dell'elettrone con cessione di energia a specifica lunghezza d'onda (linee ondulate). La linea tratteggiata evidenzia la densità di probabilità del livello di spopolamento per gli elettroni caduti, mentre la l'iniettore è rappresentato dalla linea verde e garantisce flusso e rimozione degli elettroni al livello energetico inferiore. (Fonte: Jirauschek & Kubis, 2014). 51

Figura 3.10 Principio di funzionamento tecnologia OP-TDLAS. Nell'esempio mostrato, il sensore punta il laser verso una superficie riflettente posta a 5 m di distanza. La misura fornita dallo strumento sarà pari alla somma delle concentrazioni per unità di lunghezza del percorso ottico (misurate da sinistra verso destra): $(0 \text{ ppm} \times 0 \text{ m}) + (300 \text{ ppm} \times 1 \text{ m}) + (50 \text{ ppm} \times 1 \text{ m}) + (800 \text{ ppm} \times 1 \text{ m}) + (50 \text{ ppm} \times 1 \text{ m}) = 1200 \text{ ppm-m}$. Fonte: *Wang et al. (2024)*. 57

Figura 3.11 Sensore OP-TDLAS con orientamento nadirale rispetto al suolo. Esempio di applicazione al monitoraggio delle emissioni di CH_4 in discarica. Fonte: *Emran et al. (2017)*. 58

Figura 3.12 Sistema UAV con sensore OP-TDLAS a percorso ottico fisso: sull'ala di destra è montato il sensore, mentre sull'ala sinistra è utilizzato un nastro riflettente che indirizza nuovamente il raggio verso il sensore per la lettura e analisi del segnale. Il percorso ottico è lungo circa 2 m ed è costante durante il rilievo in campo. Fonte: *Barchyn et al. (2019)*. 59

Figura 3.13 Sensore OP-TDLAS a percorso ottico fisso prodotto da SeekOps. Sistema UAV completo (a sinistra). Particolare del sensore (a destra). Fonte: *www.seekops.com* 59

Figura 3.14 Schema concettuale sensore DCS. (a) Pettini di frequenza sfalsati (sopra) e segnale eterodino ottenuto dalla loro combinazione (sotto). (b) Approccio asimmetrico e simmetrico per l'estrapolazione dei dati di interesse dal segnale eterodino. (Fonte: *Coddington et al., 2016*). 60

Figura 3.15 Confronto tra profilo di vento ottenuto da misure a bordo del drone (quadrati rossi) e dal profilo logaritmico ricostruito da misure su torre meteorologica (linea blu continua). Le linee tratteggiate indicano l'incertezza del modello, calcolata come 1 deviazione standard sulle misure fornite dalla torre a 11 m AGL. (Fonte: *Zhu et al., 2024*). 67

Figura 3.16 Approccio basato su bilancio di massa integrato: (a) concentrazioni integrate ruotate rispetto alla direzione del vento; (b) interpolazione nell'intorno della sorgente; (c) flusso integrato trasversale su più distanze sopravento e sottovento alla fonte. La linea tratteggiata orizzontale in (c) corrisponde al 95° percentile dei dati mostrati e identifica il tasso di perdita stimato. (Fonte: *Golston et al., 2018*). 78

Figura 3.17 Approccio al bilancio di massa proposto da Cossel et al. (2023). Il drone comunica con un sensore DCS a terra, scansionando un piano sottovento alla sorgente. In alto il time-sheet di un volo esempio. (Fonte: *Cossel et al., 2023*). 81

Figura 3.18 Approccio al bilancio di massa proposto da Kistner et al. (2024). A è l'area di impronta sulla superficie target, v la velocità del vento, d la lunghezza del percorso ottico e α l'angolo di apertura. Si noti la presenza dello stabilizzatore a tre assi (Gimbal) che consente di variare l'inclinazione del raggio. (Fonte: *kistner et al., 2024*). 82

Figura 4.1 Piattaforma UAV e particolari delle componenti 85

Figura 4.2 Schema di un volo tipo per stimare il flusso di CH₄ con il metodo proposto. Le differenti forme del pennacchio indicano le fluttuazioni turbolente istantanee durante il volo. 87

Figura 4.3 Schema di un volo tipo per la variante 1 al metodo: a) – c) il drone si solleva puntando il raggio verso una superficie riflettente a sviluppo verticale. d) La scansione è quindi ripetuta nell'altro verso. 92

Figura 4.4 Schema di un volo tipo per la variante 2 al metodo. I coni trasparenti rappresentano il volume di controllo scansionato dal sensore lungo il percorso compreso tra l'istante iniziale t_i e quello finale t_f . Il rettangolo azzurro indica invece la sezione trasversale della parete verticale monitorata.....	94
Figura 4.5 Schema dei test condotti in discarica. Le linee rosse indicano le traiettorie percorse dal drone, mentre le frecce bianche rappresentano la direzione media del vento al momento dei rilievi. La posizione della stazione meteorologica è indicata da una croce rossa. Infine, i cerchi gialli indicano i punti monitorati con la camera di flusso sul piano discarica.	100
Figura 4.6 Schema delle aree di interesse per i test condotti presso il sito A. Bovini inferiori a 6 mesi (zona A); bovini 6-24 mesi (zona B); vacche in lattazione e in asciutta (zona C); digestori anaerobici (zona D).....	102
Figura 4.7 Schemi di volo per il sito A - rilievo del 24/07/2024.....	103
Figura 4.8 Schemi di volo per il sito A - rilievo del 25/09/2024.....	104
Figura 4.9 Schemi di volo per il sito A - rilievo del giorno 11/11/2024. Non viene riportato il volo 5 perché scartato a causa di problemi tecnici con l'anemometro a terra.....	104
Figura 4.10 Immagine satellitare del sito con indicazione delle strutture componenti.	105
Figura 4.11 Schemi di volo per il sito B - rilievo del 25/11/2024.....	107
Figura 4.12 Schemi di volo per il sito B - rilievo del 26/11/2024.....	107
Figura 4.13 Immagine satellitare del sito con indicazione delle strutture componenti.	108
Figura 4.14 Schemi di volo per il sito C - rilievo del 23/10/2024.....	110
Figura 4.15 Schemi di volo per il sito C - rilievo del 24/10/2024.....	110
Figura 4.16 Schemi di volo per il sito C - rilievo del 05/11/2024.....	111
Figura 5.1 Distribuzione ppm mediati a 1 m (a), 10 m (b) e 20 m (c), sottovento rispetto alla sorgente.	114
Figura 5.2 Efficienza di cattura dell'emissione per diversi orientamenti del sensore OP-TDLAS a percorso variabile: a) orientamento nadirale e b) orientamento orizzontale rispetto al suolo.....	116

Figura 5.3 Profili verticali concentrazione media di CH ₄ a differenti distanze sottovento dalla sorgente.	118
Figura 5.4 Confronto tra i tassi di emissioni stimati con l'approccio VS e VL per i test a rilascio controllato.	121
Figura 5.5 Efficienza di cattura dell'emissione (%) per gli approcci VS e VL a differenti distanze sottovento rispetto alla fonte di emissione simulata.	121
Figura 5.6 Analisi DOE approccio basato sul profilo di vento logaritmico (VL). La variabile di risposta è rappresentata dall'errore medio percentuale sul flusso stimato, mentre le variabili di processo scelte sono la velocità del vento e la distanza sottovento rispetto alla fonte di emissione.	123
Figura 5.7 Analisi DOE approccio basato sul vento scalare (VS). La variabile di risposta è rappresentata dall'errore medio percentuale sul flusso stimato, mentre le variabili di processo scelte sono la velocità del vento e la distanza sottovento rispetto alla fonte di emissione.	124
Figura 5.8 Tassi di emissione stimati con test a rilascio controllato – variante 2 al metodo proposto	127
Figura 5.9 Test 1. Boxplot ppm medi a differenti quote AGL durante il volo 1 e 2. ...	128
Figura 5.10 Test 2. Boxplot ppm medi a differenti quote AGL durante il volo 1 e 2. .	129
Figura 5.11 Posizione dei punti misurati con la camera di accumulo, interpolati con il metodo IDW. I punti rossi individuano la presenza di valori anomali. Le misure sono espresse in mol m ² giorno ⁻¹	132
Figura 5.12 Test di log-normalità per le popolazioni individuate dal set di dati ottenuto con le misurazioni in campo mediante camera di accumulo.	133
Figura 5.13 Confronto tra risultati ottenuti dal metodo UAV-based e dalle camere di accumulo.....	136
Figura 5.14 Flussi enterici medi stimati per singolo sito, distinti per rilievo e copertura d'indagine	150
Figura 5.15 Risultati dei singoli voli condotti per stimare il tasso di emissione enterica dai tre allevamenti.....	151

Figura 5.16 Interval Plot tasso di emissione enterica CH ₄ per i tre siti analizzati, distinti in IPCC e UAV.....	156
Figura 5.17 Interval Plot tasso di emissione CH ₄ da letame per i tre siti analizzati, distinti in IPCC e UAV.....	157
Figura 5.18 Deviazione dal flusso medio per scala del rilievo (a) e andamento espresso in funzione del numero di capi (b).....	159

ELENCO DELLE TABELLE

Tabella 3.1 Risoluzione spaziale del rilievo e durata del volo normalizzata su 100 m in funzione della velocità del drone e della frequenza di acquisizione del sensore equipaggiato.....	38
Tabella 3.2 Calcolo area di buffer per tre differenti quote di volo (10 m, 50 m, 100 m), in funzione del tipo di drone (ala fissa o ala rotante) e della velocità operativa.....	41
Tabella 3.3 Principali metodi UAV-based che utilizzano tecnologie a percorso chiuso per la quantificazione delle emissioni di CH ₄ a livello di sito o elemento.	74
Tabella 3.4 Principali metodi UAV-based che utilizzano tecnologie a percorso aperto per la quantificazione delle emissioni di CH ₄ a livello di sito o elemento.	76
Tabella 4.1 Schema test a rilascio controllato – variante 1 al metodo proposto.....	97
Tabella 4.2 Schema test a rilascio controllato – variante 2 al metodo proposto.....	98
Tabella 4.3 Schema test condotti in discarica.	99
Tabella 4.4 Schema test condotti presso il sito A.	102
Tabella 4.5 Schema test condotti presso il sito B.	106
Tabella 4.6 Schema test condotti presso il sito C.	109
Tabella 5.1 Risultati test a rilascio controllato – variante 1 al metodo proposto. I termini VL e VS indicano rispettivamente l’approccio basato sul profilo logaritmico e scalare del vento.....	120
Tabella 5.2 Risultati test a rilascio controllato – variante 2 al metodo proposto.....	126
Tabella 5.3 Incertezza totale e singoli contributi per i voli condotti durante i test 1 e 2.	131
Tabella 5.4 Efficienza di captazione per differenti percentuali di ossidazione ipotizzate (0%, 10%, 55%).....	137

Tabella 5.5 Confronto con altri studi di letteratura condotti presso discariche in Italia	138
Tabella 5.6 Risultati test condotti presso allevamento di bovini da latte – Sito A.	143
Tabella 5.7 Incertezza totale e apporti dei singoli contributi – Sito A.	143
Tabella 5.8 Risultati test condotti presso allevamento di bovini da latte – Sito B.	145
Tabella 5.9 Incertezza totale e apporti dei singoli contributi – Sito B.....	146
Tabella 5.10 Risultati test condotti presso allevamento di bovini da latte – Sito C.	147
Tabella 5.11 Incertezza totale e apporti dei singoli contributi – Sito C.....	148
Tabella 5.12 Incertezza totale e apporti dei singoli contributi mediati su interi test presso i tre allevamenti.	152
Tabella 5.13 Emissione specifica in $\text{kg}_{\text{CH}_4}/\text{capo}/\text{anno}$	154
Tabella 5.14 Emissione specifica in $\text{kg}_{\text{CH}_4}/\text{carne viva}/\text{anno}$	154
Tabella 5.15 Emissione specifica in $\text{kg}_{\text{CH}_4}/\text{UA}/\text{giorno}$	155
Tabella 5.16 Emissione specifica per litro (L) di latte prodotto giornalmente	158

1 INTRODUZIONE

1.1 Inquadramento generale del problema

Il riscaldamento globale rappresenta una delle sfide più urgenti del nostro tempo, come è stato sottolineato dall'ex Presidente degli USA Barack Obama al Climate Summit di New York il 23 settembre 2014: “...*We are the first generation to feel the effect of climate change and the last generation who can do something about it...*”.

Queste parole costituiscono uno spartiacque storico nel livello di attenzione verso un tema così importante e richiamano il genere umano ad un impegno concreto nel contenimento delle emissioni di gas a effetto serra (Greenhouse Gas, GHGs) in atmosfera.

La riduzione delle emissioni antropogeniche di metano (CH_4) è una delle strategie più efficaci per ridurre rapidamente il tasso di riscaldamento e dare un contributo significativo alla limitazione dell'aumento della temperatura globale. Il CH_4 è infatti un potente gas serra, con un effetto climalterante 86 volte superiore a quello della CO_2 su un periodo di 20 anni e 30 volte più impattante su 100 anni (IPPC, 2021).

Le emissioni antropogeniche di CH_4 sono responsabili di quasi la metà del riscaldamento globale osservato rispetto ai livelli preindustriali e rappresentano il 60% delle emissioni totali di questo gas in atmosfera. Negli ultimi due secoli la temperatura media sul nostro pianeta è aumentata di $1,2^\circ\text{C}$, con il determinante contributo delle emissioni provocate dall'uomo (IEA, 2023).

Le principali fonti di emissione antropica sono riconducibili al settore dell'agricoltura (fermentazione enterica, gestione del letame, coltivazione del riso), a quello dell'energia (estrazione, stoccaggio, trasporto e utilizzo dei combustibili fossili) e al settore dei rifiuti (smaltimento in discarica, trattamento delle acque reflue). Nel 2021 hanno rappresentato rispettivamente il 42%, il 38% e il 20% delle emissioni antropiche di CH_4 in atmosfera a livello mondiale (IEA, 2023).

Secondo le stime riportate da ClimateWatch, le emissioni di CH_4 da questi tre settori sono aumentate del 22% nel periodo compreso tra il 1990 e il 2021 (Figura 1.1). Nell'ultimo anno otto Paesi hanno contribuito al 55.3% delle emissioni di CH_4 su scala mondiale ($8.35 \text{ GtCO}_{2,\text{eq}}$): Cina (24.3%); USA (15.8%); India (15.3%); Russia (14.4%); Brasile (9.9%); EU 27 (7.8%); Indonesia (7.3%); Iran (4.0%), Giappone (0.6%) e Sud Corea (0.5%). L'Italia ha contribuito al 12.1% delle emissioni europee nel 2021.

Emissioni di CH₄ Top Emitters dai settori agricoltura, energia e rifiuti per Paese nel periodo 1990 - 2021

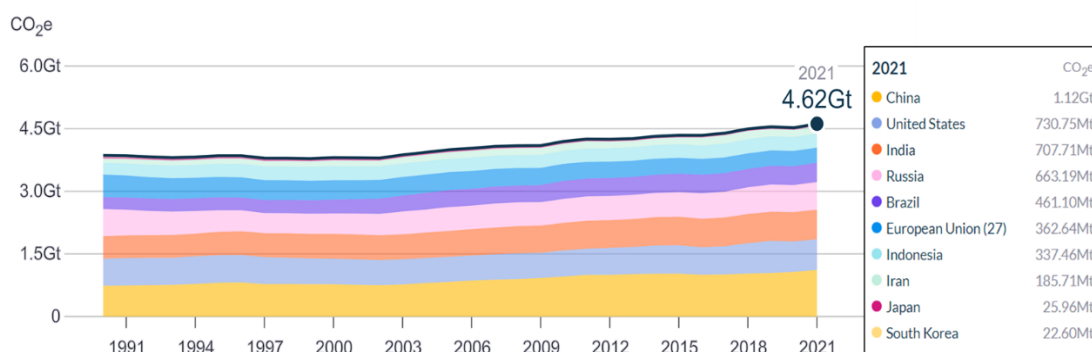


Figura 1.1 Andamento delle emissioni di CH₄ dai settori chiave (agricoltura, energia e rifiuti) nel periodo 1990-2021. Dati forniti per Paese. (Fonte: ClimateWatch).

Nel nostro Paese, il settore agricolo costituisce la principale fonte di emissione per questo gas serra (45.6%), seguito dal settore dei rifiuti (40.3%) e da quello dell'energia (14.1%) (ISPRA, R398/2024).

L'agricoltura, pur evidenziando una riduzione delle emissioni del 18.9% rispetto al 1990 (attribuibile in parte al recupero di biogas dalla gestione del letame e alla diminuzione del numero di allevamenti), resta la più importante sorgente antropica nazionale: il 69.5% del CH₄ è dovuta alla fermentazione enterica, mentre la gestione delle deiezioni contribuisce per il 23% e la coltivazione delle risaie per il restante 7.5%.

Lo smaltimento dei rifiuti solidi in discarica identifica il contributo dominante dal settore dei rifiuti (84.6%) e rispetto ai valori del 1990 è aumentato del 13.9%. Il trattamento delle acque reflue mostra invece una tendenza inversa (-25.6%) e il suo contributo si attesta al 14.5%.

Il settore energetico ha dimezzato le sue emissioni di CH₄ negli ultimi trentacinque anni; questo risultato è guidato tuttavia da due forze contrastanti: se da un lato si riscontra una riduzione da parte delle industrie energetiche e dei trasporti, dall'altro il crescente utilizzo di CH₄ e biomasse nei sistemi di riscaldamento sta incrementando le emissioni di questo gas dal settore civile (ISPRA, R398/2024).

Diversi autori hanno dimostrato come la riduzione delle emissioni di CH₄ rappresenti una delle soluzioni più economiche ed efficaci che si possano attuare utilizzando la tecnologia esistente (Marks & Green, 2019; Long et al., 2024), ma la scarsa conoscenza dei fenomeni emissivi e metodi di monitoraggio con elevate incertezze stanno rappresentando un freno alla comprensione dei reali potenziali di mitigazione che queste misure offrono.

Un recente rapporto (UNEP, 2021) stima che l'implementazione delle misure attualmente disponibili in agricoltura potrebbe ridurre le emissioni di circa 30 Mt/anno entro il 2030. In particolare, la coltivazione del riso mostra un potenziale di mitigazione di 6-9 Mt/anno, mentre per gli allevamenti di bestiame le stime sono meno affidabili e variano da 4 a 42 Mt/anno. Il settore dei rifiuti può contribuire ad una riduzione tra 29 e 36 Mt/anno, mentre quello dell'energia ha un potenziale di mitigazione pari a 29-57 Mt/anno per la catena gas e petrolio e di 15-25 Mt/anno per quella del carbone. Sono cifre importanti, con potenziali abbattimenti delle emissioni di CH₄ nei settori dell'agricoltura (24%), dell'energia (39%) e dei rifiuti (49%).

In questo contesto, la definizione di un adeguato metodo di monitoraggio diventa cruciale per comprendere l'efficacia delle strategie intraprese e delle misure adottate per contenere la quantità di CH₄ emesse in atmosfera dai tre settori chiave.

1.2 Incongruenza tra metodi bottom-up e top-down

La quantificazione delle emissioni di CH₄ in atmosfera da questi tre settori è solitamente affrontata con metodologie bottom-up o top-down e la convalida degli inventari richiede entrambi gli approcci. I metodi bottom-up utilizzano dati di attività (quantità di rifiuti prodotti o smaltiti, capi bestiame, numero delle strutture o di componenti impiantistiche, consumo di energia ecc.), moltiplicati per fattori di emissione standardizzati. Gli approcci top-down, invece, si basano su misurazioni dirette (solitamente aeree o satellitari) delle concentrazioni di CH₄ in atmosfera, derivando il tasso emissivo con appositi modelli di dispersione o mediante approcci basati su bilanci di massa.

Nonostante il significativo contributo come gas serra, la stima delle emissioni di CH₄ è caratterizzata, allo stato attuale, da un'elevata incertezza in tutti i settori e raramente si può constatare un buon grado di accordo tra le due tipologie di inventario.

Diversi autori hanno evidenziato una sostanziale sottostima delle metodologie bottom-up rispetto a misure dirette effettuate in campo (top-down), concludendo che molti inventari probabilmente non sono rappresentativi delle emissioni reali di CH₄ in atmosfera (Zavala-araiza et al., 2018; Chan et al., 2020; Cusworth et al., 2021; MacKay et al., 2021; Olczak et al., 2023).

L'Agenzia Internazionale per l'Energia (IEA) ha sviluppato un applicativo disponibile in rete (*Methane Tracker Data Explorer*) che consente di confrontare le emissioni di metano stimate per ogni Stato con altre fonti, tra cui gli inventari nazionali delle emissioni di gas

serra in base ai dati comunicati ufficialmente dai singoli Stati al segretariato delle Nazioni Unite per la Convenzione Quadro sui Cambiamenti Climatici (UNFCCC).

ISPRA (R374/2022) ha messo a confronto le stime IEA (derivanti da dati di letteratura e da misurazioni top-down) con quelle bottom-up indicate negli inventari nazionali europei (UNFCCC 2021, emissioni 2019) (Figura 1.2).

Le stime top-down tendono ad essere nettamente superiori rispetto ai dati bottom-up, con il divario massimo osservato in Svezia (+101.2%), seguita da Estonia (+85.4%), Regno Unito (+23.7%), Polonia (+19.2%), Germania (+16.7%) e Danimarca (+11.3%).

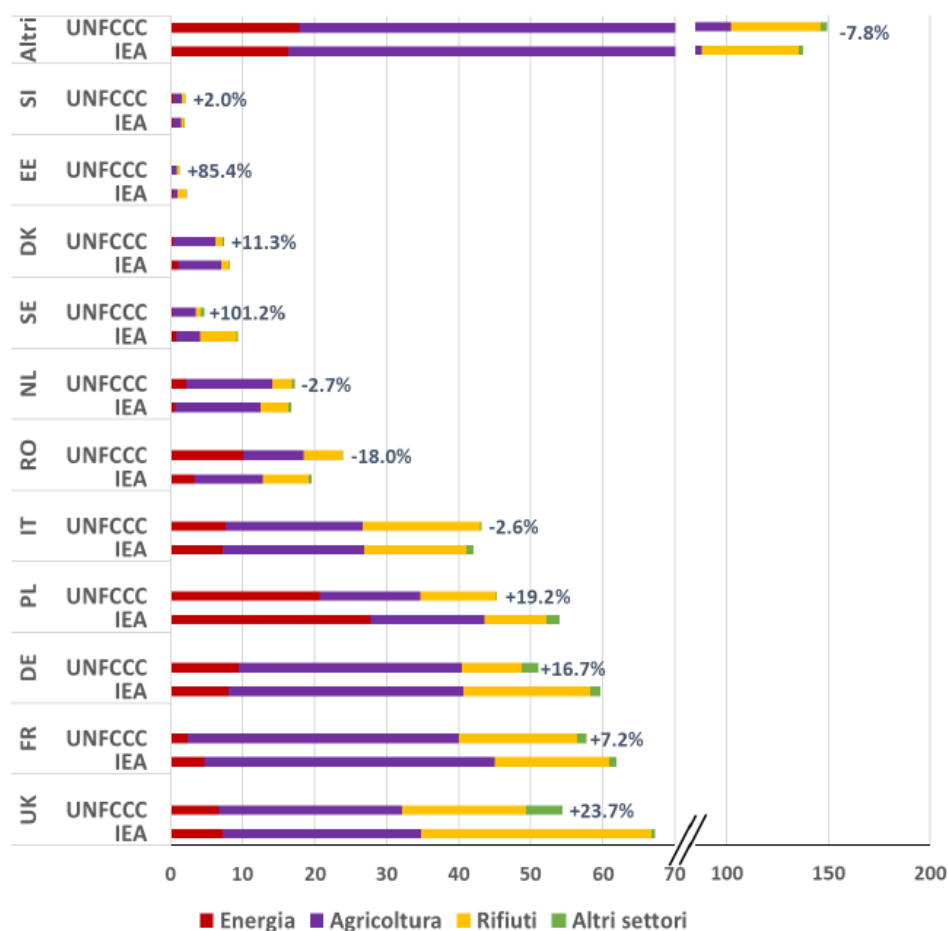


Figura 1.2 Confronto tra le emissioni settoriali di metano stimate da IEA (2022) e negli inventari nazionali (UNFCCC, 2021; emissioni del 2019) negli Stati Europei. È stato utilizzato il livello di aggregazione dei Paesi disponibile nel *Methane Tracker Data Explorer* di IEA. Le percentuali si riferiscono al surplus (+) o al deficit (-) delle stime IEA rispetto alle stime UNFCCC. (Fonte: ISPRA R374/2022).

Un recente studio ha confrontato le stime bottom-up di una zona agricola in Ontario con misurazioni aeree e differenti metodologie di quantificazione delle emissioni (Desjardins et al., 2018). Le stime top-down mostravano un buon grado di accordo, ma superavano quelle bottom-up del 117%.

Nel settore energetico, le emissioni derivanti da un impianto di estrazione del gas naturale sono state stimate con misurazioni satellitari e confrontate con inventari bottom-up, risultando fino a sette volte superiori (Dubey et al., 2023).

Per quantificare le emissioni di metano dalle miniere di carbone del Queensland, lo stato con la più elevata produzione di carbone in Australia, sono state condotte misurazioni satellitari per due anni (Sadavarte et al., 2021). Le stime sono risultate significativamente più alte rispetto a quelle riportate negli inventari bottom-up dal governo australiano.

Anche le emissioni di metano provenienti dallo smaltimento dei rifiuti in discarica e dal trattamento delle acque reflue mostrano una marcata differenza tra le stime bottom-up e top-down, con le prime che tendono ad essere significativamente inferiori (Yeşiller et al., 2022; Liu et al., 2023a).

Le cause di questa divergenza non sono ancora chiare. Alcuni studi sottolineano come i fattori di emissione derivino da fonti di dati pubblicati negli anni Novanta e pertanto potenzialmente obsoleti (Brandt et al., 2014; Heath et al., 2015); altri autori suggeriscono che la sottostima potrebbe essere dovuta alla mancata inclusione negli inventari bottom-up delle emissioni rilasciate durante condizioni anomale o di cattivo funzionamento (Brandt et al., 2014; Brandt et al., 2016; Alvarez et al., 2018).

A ciò deve aggiungersi l'incertezza dei metodi di quantificazione e delle varie tecnologie utilizzate per le stime top-down (Blackmore et al., 2024). È quindi importante proseguire e incrementare gli studi top-down per contribuire ad una migliore comprensione della divergenza esistente tra le due tipologie di inventario nei tre settori (Zhang et al., 2023).

1.3 Limiti degli attuali metodi di quantificazione top down

La quantificazione delle emissioni di CH₄ richiede misurazioni della frazione molare di questo gas in atmosfera, talvolta combinate a misurazioni del vento (velocità e direzione). Per stimare le concentrazioni possono essere utilizzati sistemi a terra, aerei o satellitari. I primi possono essere stazioni fisse (Shaw et al., 2019; Knox et al., 2019) oppure mobili, trasportate e manovrate da un operatore (Wu et al., 2023; Gazola et al., 2024; Stadler et al., 2024) o equipaggiate a bordo di un veicolo (Zazzeri et al., 2015; Johnson and Heltzel, 2016; Fischer et al., 2017; Lowry et al., 2020).

I sistemi a terra possono misurare direttamente le emissioni in prossimità della superficie ed escludere l'interferenza di fonti circostanti, ma sono attività molto spesso laboriose che necessitano di tempo e tecniche di interpolazione complesse. L'utilizzo di un veicolo può

contribuire a ridurre la durata di un rilievo, ma ha difficoltà nel localizzare e distinguere i singoli punti emissivi (Ayasse et al., 2022; Wang et al., 2011).

Il monitoraggio aereo è ampiamente utilizzato per quantificare le emissioni di CH₄ su ampia scala, ad esempio derivanti da città e zone umide (O'Shea et al., 2014; Heimbürger et al., 2017; Tong et al., 2023). I comuni aerei da ricerca, a causa delle loro dimensioni notevoli, non hanno la manovrabilità necessaria per stimare le emissioni provenienti da piccole fonti locali come discariche o impianti di estrazione di combustibili fossili (Shaw et al., 2021).

Esistono diverse soluzioni che prevedono l'utilizzo di aerei più leggeri o con maggiore manovrabilità per stimare le emissioni antropiche di metano su piccola scala, ma i metodi di quantificazione adottati necessitano di un fondo ambientale stabile e assenza di contributi esterni significativi (Lavoie et al., 2015; Gasbarra et al., 2019; Kunkel et al., 2023).

Le misurazioni satellitari stanno fornendo un notevole contributo nell'individuare i super-emettitori, ma al momento la tecnologia non è abbastanza matura per stimare le emissioni di metano su piccola scala: i sistemi satellitari, infatti, possono avere difficoltà di lettura in presenza di catene montuose, regioni innevate o coperte di ghiaccio e a latitudini elevate. Risentono della copertura nuvolosa, anche parziale, limitando il numero di giorni in cui è possibile effettuare le misurazioni e rendendo poco idonea per il confronto con gli inventari bottom-up (Gaudioso, 2022).

1.4 L'utilizzo delle tecnologie UAV per il monitoraggio del CH₄

Una piattaforma UAV (Unmanned Aerial Vehicle) è un mezzo aereo a pilotaggio remoto privo di equipaggio a bordo. Il termine "*drone*" (che in inglese indica il maschio dell'ape) deriva dal contesto militare in cui è nato: nel 1935 la marina USA avviò la progettazione di un aereo senza pilota da utilizzare come target per le armi di bordo e lo chiamò appunto "*drone*", in analogia ad un sistema ideato dalla Royal Navy e denominato "*Queen Bee*" (Ape Regina) (De Meis, 2018).

Dopo la guerra, il termine venne esteso anche ai missili ma non riscosse successo. Infine, l'appellativo si è adattato a qualsiasi mezzo autonomo che possa operare in diverse matrici ambientali (aria, terra o acqua) ed essere pilotato da remoto.

La piattaforma UAV costituisce in realtà solo una componente del sistema, a cui devono aggiungersi gli strumenti per il controllo e il comando a distanza: per questa ragione, il

Dipartimento della Difesa degli Stati Uniti (United States Department of Defense, DoD) e la Federal Aviation Administration (FAA) hanno proposto nel 2005 l'introduzione del termine UAS (Unmanned Aircraft System) per indicare l'intero sistema (Tili & Fourati, 2024).

L'efficacia mostrata dai sistemi UAS durante le operazioni di ricognizione nel corso della Guerra Fredda ha sollecitato l'interesse della comunità scientifica circa un possibile uso di queste tecnologie per il monitoraggio atmosferico.

La National Aeronautics and Space Administration (NASA) ha sviluppato prototipi UAS per il campionamento atmosferico ad alta quota nel periodo compreso tra il 1970 e il 1980 (Programma "Mini-Sniffer"), ma con risultati di scarso rilievo (Watts et al., 2012).

Un migliore impatto ha avuto invece il programma Environmental Research Aircraft and Sensor Technology (ERAST) della stessa NASA (1995-2003), grazie all'intuizione di puntare sulla miniaturizzazione dei sensori per favorire l'utilizzo di piattaforme UAV più piccole e soprattutto meno costose.

L'obiettivo principale del programma era sviluppare nuove tecnologie UAV e sensori che consentissero il monitoraggio atmosferico ad alta quota (18.000 – 30.000 m) per supporto alle previsioni meteorologiche e agli studi sul cambiamento climatico.

Bisognava garantire voli di lunga durata e notevoli capacità di carico per il trasporto delle pesanti strumentazioni di quel tempo. Alcuni esempi sono rappresentati dal modello Helios (Figura 1.3) e dal prototipo Altus II (Figura 1.4). Il primo è noto per la sua apertura alare di 75 m e interamente rivestita da pannelli solari, che sfruttavano l'energia immagazzinata durante il giorno per proseguire il volo in notturna.

Il secondo stabilì un record di autonomia di volo (oltre 26 ore) nel corso di una missione condotta dal Sandia National Laboratories per raccogliere informazioni sulle radiazioni atmosferiche in Oklahoma.

Il secondo obiettivo consisteva nella realizzazione di sensori ad alta precisione e leggeri: tra i prototipi meglio riusciti spiccano la telecamera Airborne Real-Time Imaging System (ARTIS), in grado di acquisire immagini nel vicino infrarosso e l'interferometro DASI (Digital Array Scanned Interferometer), utilizzato per raccogliere dati dalle isole Hawaii.



Figura 1.3 Programma ERAST: prototipo Helios, alimentato a celle combustibili e dotato di pannelli solari per aumentare la durata di volo. Precipitato il 23 giugno 2003 durante una operazione nell'Oceano Pacifico. (Fonte: NASA <http://www.dfrc.nasa.gov/Gallery/Photo/Helios/HTML/ED01-0209-3.html>).



Figura 1.4 Programma ERAST: prototipo Altus II, alimentato da un motore a quattro cilindri con apertura alare di 16.5 m. Poteva trasportare un carico di 150 kg. Nell'ottobre del 1996 stabilì un record di resistenza in un singolo volo per aeromobili azionati a distanza di oltre 26 ore, durante cinque test svolti in Oklahoma. (Fonte: NASA <https://www.dfrc.nasa.gov/Gallery/Photo/Altus/HTML/EC99-45006-1.html>).

Questi prototipi hanno riscosso notevole consenso presso numerose organizzazioni di ricerca, sia per il contenimento del budget di spesa che per le semplificazioni logistiche legate al minore ingombro.

Ad esempio, alcuni progetti di ricerca hanno usato piccoli sistemi UAS per comprendere gli effetti delle emissioni industriali sulla dimensione delle particelle, sulla composizione e sulla concentrazione di aerosol nella bassa troposfera (Brady et al., 2016; Renard et al., 2016; Leoni et al., 2016)

La miniaturizzazione dei sensori ha aperto inoltre la strada alla fase dei droni home made, con diversi gruppi di ricerca che hanno realizzato sistemi UAS e sensori ad hoc per scopi di monitoraggio ambientale: ad esempio l'Università di Samara (Russia) ha messo a punto un sistema UAS e un gascromatografo alleggerito per misurare concentrazioni di diversi inquinanti antropici emessi in atmosfera (tra cui il benzene, un idrocarburo monociclico aromatico notoriamente cancerogeno) (Figura 1.5).

Questo progetto rappresenta ad oggi probabilmente una delle espressioni più riuscite del processo di miniaturizzazione della sensoristica ed evidenzia come la ricerca stia aprendo una nuova frontiera in tema di monitoraggio ambientale, consentendo di effettuare misure con una precisione e accuratezza che fino a pochi anni fa era possibile ottenere solamente in laboratorio e ad alto costo.



Figura 1.5 Sistema UAS “Indigo” e gascromatografo realizzati dall’Università di Samara (Russia). (Fonte: <https://ssau.ru/english/news/15500-scientists-of-samara-university-sreated-flying-gas-chromatograph>).

Le piattaforme UAV offrono nuove opportunità per stimare i tassi di emissione di CH₄ da differenti tipologie di sito, grazie appunto ai recenti progressi nella miniaturizzazione dei sensori e allo sviluppo tecnologico che fornisce droni sempre più performanti.

Diverse istituzioni e accordi hanno cercato di definire dei quadri normativi per incentivare l'utilizzo di questa tecnologia a favore della ricerca scientifica e in particolar modo per il monitoraggio ambientale.

Una organizzazione chiave in tale contesto è l'International Civil Aviation Organization (ICAO), un'agenzia delle Nazioni Unite che coordina le norme e le pratiche di aviazione civile tra i suoi stati membri. L'ICAO ha sviluppato alcune linee guida che regolamentano l'uso dei sistemi UAS, promuovendo un approccio armonizzato e sottolinea le potenzialità di questa tecnologia per scopi di monitoraggio ambientale (Circolare 328 AN/390).

In Europa, il recente regolamento (UE) n.1787/2024 sulle riduzioni del metano nel settore energetico impone alle imprese petrolifere, del gas e del carbone lungo tutta la catena di approvvigionamento di misurare, monitorare, comunicare e verificare le loro emissioni di metano attraverso i più elevati standard di monitoraggio. Rappresenta il primo atto normativo in cui è previsto esplicitamente l'utilizzo dei droni per tale scopo a livello di sito che, come riportato dall'articolo 2 al paragrafo 22 *“...comporta di norma l'uso di sensori montati su una piattaforma mobile, quale un veicolo, un drone, un aeromobile, un'imbarcazione o un satellite, o l'uso di altri mezzi, come sensori fissi o reti continue di sensori a punto”*.

I gestori sono tenuti a presentare ogni anno una relazione sulle emissioni di CH₄, valutata da un verificatore indipendente e terzo, agli enti competenti degli Stati membri dell'UE in cui sono ubicati i loro siti attivi: è opinione dell'autore che il costo contenuto dei metodi UAV-based rispetto alle altre soluzioni indicate nella norma rappresenterà un incentivo concreto alla rapida diffusione di questa tecnologia per il monitoraggio delle emissioni di CH₄ anche in altri settori, a condizione che i metodi di quantificazione siano adeguati in termini di accuratezza e precisione.

Un ulteriore impulso al processo di diffusione è garantito dal Regolamento delegato (UE) 2019/945 e dal Regolamento di esecuzione (UE) 2019/947, che armonizzano le normative nazionali in materia di droni degli Stati membri in un unico regolamento comune.

Il nuovo assetto normativo favorirà lo sviluppo tecnologico nel settore e le opportunità di mercato nello spazio aereo europeo, ma rimangono delle sfide da affrontare per questioni non trattate e sulle quali i legislatori nazionali devono esprimersi (Konert & Dunin, 2020).

Per quanto concerne la ricerca scientifica, la standardizzazione dei protocolli permetterà ai ricercatori europei di replicare più facilmente i test condotti in altri Stati membri e ciò può contribuire a migliorare il livello qualitativo della ricerca stessa.

1.5 Vantaggi e limiti dei metodi UAV-based esistenti

Rispetto al monitoraggio aereo, i droni possono campionare l'atmosfera in prossimità della superficie e dare informazioni altrimenti non ottenibili dagli aerei con equipaggio. Le minori restrizioni di volo che vincolano le piattaforme UAV e l'elevata manovrabilità, associati al basso costo di molti sensori, hanno contribuito ad una rapida diffusione di questa tecnologia in quasi tutti i settori, dall'agricoltura all'industria energetica al settore dei rifiuti (Yao et al., 2019).

La principale limitazione è attualmente dovuta all'autonomia di volo: le piattaforme UAV utilizzate per monitoraggi ambientali a livello di sito sono spesso dotate di motori elettrici alimentati con batterie Lipo (Lithium Polymer), che consentono voli inferiori a un'ora.

In Figura 1.6 è mostrata la distribuzione percentuale dei pesi dei componenti per un drone commerciale alimentato a batterie Lipo (DJI S1000) (Stewart & Martin, 2020): le batterie hanno un'incidenza del 37.6% sul peso totale e sono il primo consumo di potenza causato dalla massa del velivolo.

Weight breakdown of a DJI S1000 UAV by component

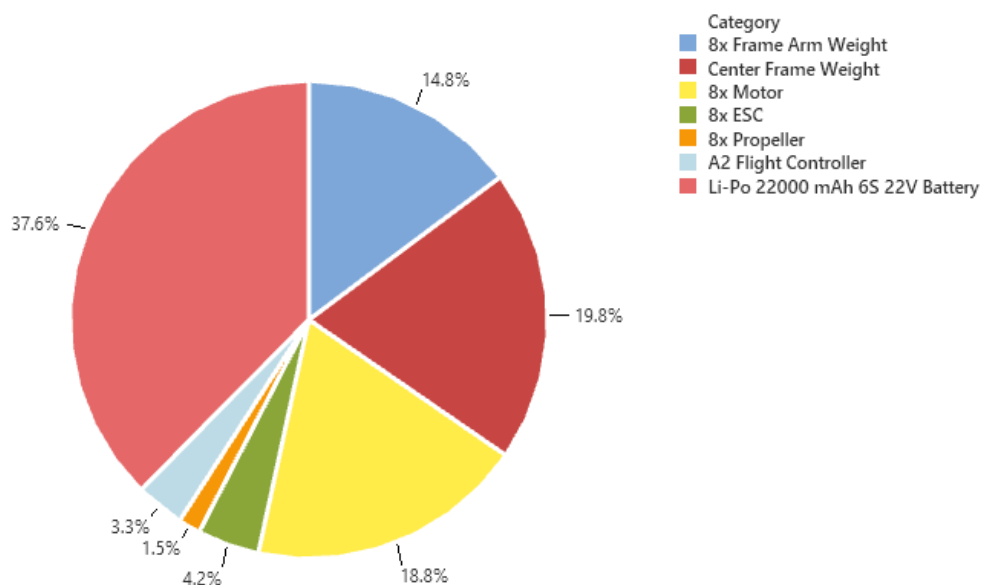


Figura 1.6 Distribuzione percentuale dei pesi delle componenti per un drone commerciale (DJI S1000). Fonte (Stewart & Martin, 2020).

Un recente studio (Pan et al., 2019) ha scoperto che l'uso di celle combustibili a idrogeno (più leggere delle Lipo) per l'alimentazione delle piattaforme UAV consente di ridurre il peso dell'80% e aumentano sensibilmente la durata di un volo. Inoltre, il calore rilasciato è inferiore rispetto alle batterie Lipo e riduce possibili danni agli altri sensori equipaggiati. Il problema principale è rappresentato dai costi, a causa dei catalizzatori con metalli nobili che incidono in maniera rilevante: in confronto ad un drone alimentato a batterie Lipo, si osserva un incremento dei costi del 242% (Belmonte et al., 2018).

Gli autori hanno in seguito svolto un'analisi LCA per individuare le principali categorie di impatto, scoprendo che la produzione di una piattaforma UAV basata su batterie Lipo ha un carico superiore del 27% rispetto ad una alimentata con celle combustibili.

Nonostante le difficoltà tecniche ad oggi riscontrate, si ritiene che questa soluzione possa rappresentare una potenziale rivoluzione nel concetto di drone in un futuro prossimo.

Per monitorare le emissioni di CH₄ in atmosfera, i droni sono molto spesso equipaggiati con sensori di tipo puntuale: questi strumenti campionano in maniera discreta l'atmosfera, raccogliendo misure di concentrazione su un piano verticale sottovento alla sorgente.

Tali dati vengono poi interpolati e combinati con parametri meteorologici per stimare il tasso di emissione attraverso bilanci di massa o modellazione inversa della dispersione.

Diverse esperienze sono state osservate in letteratura, per stimare ad esempio le emissioni di CH₄ da allevamenti (Vinković et al., 2022), da miniere di carbone (Andersen et al., 2021; Andersen et al., 2023) e da discariche per rifiuti solidi (Allen et al., 2019; Ali et al., 2020; Yong et al., 2024).

In un recente lavoro (Scheutz et al., 2025) viene presentata una metodica UAV-based che è stata testata per stimare le emissioni di CH₄ mediante sensore puntuale da più tipologie di impianto (discariche per rifiuti solidi, allevamenti di suini, impianti di trattamento delle acque reflue).

La densità di campionamento è fondamentale per ottenere dei risultati affidabili, ma può richiedere tempi lunghi e poco pratici. Per tale ragione, spesso la distanza tra due punti di misura è considerevole sia in senso orizzontale (alcuni metri) che verticale (fino a diverse decine di metri). Ciò complica la successiva fase di interpolazione e aumenta l'incertezza totale del metodo.

Inoltre, il campionamento non simultaneo nella direzione verticale del pennacchio è uno dei principali fattori limitanti che impediscono una stima accurata delle emissioni durante un rilievo, specialmente quando il metodo di quantificazione prevede un bilancio di massa (Vinković et al., 2022).

In secondo luogo, è necessario porsi a sufficiente distanza dal sito affinché il pennacchio emissivo sia adeguatamente miscelato e venga garantita una buona rappresentatività delle misure. All'aumentare della distanza, occorrono però dei sensori a maggiore sensibilità (nell'ordine dei ppb, più costosi) e può diventare complesso distinguere tanto gli eventuali apporti esterni al flusso (con conseguente sovrastima del risultato) quanto gli incrementi di CH₄ sopra il fondo ambientale.

In definitiva, i sensori puntuali presentano limitazioni di ordine tecnico e pratico che allo stato attuale possono frenare le potenzialità delle tecnologie UAV-based nel quantificare flussi di CH₄ in maniera economica, rapida e accurata.

2 SCOPO DELLA RICERCA

2.1 Obiettivi principali della ricerca

Lo scopo ambizioso del presente lavoro è quello di puntare a stime più accurate attraverso l'utilizzo di una differente tecnologia alternativa. Viene proposto un metodo UAV-based per quantificare le emissioni di CH_4 da un generico sito, che utilizza un drone multi-rotore equipaggiato con sensore basato su tecnologia TDLAS (Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy) a percorso aperto rivolto verso il suolo.

Questa tecnologia, descritta in maniera approfondita nel capitolo 3, potrebbe affrontare e migliorare alcune delle limitazioni operative e di calcolo che caratterizzano le metodiche UAV basate sull'implementazione di sensori puntuali. In particolare, il contributo che la sperimentazione condotta intende apportare si fonda sulle seguenti potenzialità:

- maggiore densità di campionamento: poiché restituisce la concentrazione integrata di CH_4 lungo un percorso ottico, viene eliminata la necessità di ricostruire la distribuzione dei dati nella colonna d'aria. La distanza fra due acquisizioni successive è nell'ordine di poche decine di centimetri, aumentando così la rappresentatività delle tecniche di interpolazione spaziale utilizzate;
- misurazione in tempo reale: a differenza di altri metodi UAV-based (che raccolgono campioni durante il volo per analizzarli successivamente con sensori a terra o inviati in laboratorio), il metodo proposto effettua la misura direttamente in campo e in tempo reale. Questo evita le complicazioni derivanti dalla possibile miscelazione all'interno del sistema campionario;
- campionamento simultaneo lungo la verticale: le concentrazioni misurate attraverso il percorso ottico sono associate allo stesso istante i -esimo, riducendo l'incertezza che è indotta dalle fluttuazioni turbolente del vento in velocità e direzione;
- possibilità di effettuare il rilievo in prossimità della sorgente: essendo nota la quantità totale di CH_4 lungo il cammino ottico, non è necessario ricostruire il pennacchio. Tale particolarità permette di effettuare le misure anche in prossimità della fonte emissiva, migliorando sia la quantificazione del flusso che l'eventuale localizzazione del punto di emissione. La vicinanza alla sorgente garantisce aumenti maggiori di CH_4 sopra il fondo ambientale, consentendo l'utilizzo di sensori a bassa sensibilità (meno costosi).

2.2 Rilevanza scientifica dell'approccio innovativo proposto

Non si osservano in letteratura esperienze che quantificano emissioni di CH₄ a livello di sito utilizzando un drone equipaggiato con un sensore TDLAS a percorso aperto rivolto verso il suolo, ad eccezione di due test in condizioni controllate condotti presso il Methane Emission Technology Evaluation Center (METEC, Colorado) (Golston et al., 2018; Yang et al., 2018).

Alcuni autori hanno utilizzato questa tecnologia su droni ad ala fissa per stimare flussi di CH₄ nel settore Oil & Gas (Nathan et al., 2015), posizionando il sensore su una estremità di un'ala e puntando il laser verso un pannello retroriflettente montato sull'altra. In questa configurazione, la lunghezza del percorso ottico è limitata all'apertura alare del velivolo (2 m circa) ed è costante durante tutto il rilievo. Inoltre, i droni ad ala fissa necessitano di velocità di crociera minime di 10 – 12 m s⁻¹ per evitare fenomeni di stallo. Tale aspetto si traduce in una riduzione della risoluzione spaziale rispetto alla controparte ad ala rotante (che può anche effettuare voli stazionari), a parità di sensore equipaggiato.

Nathan et al. (2015) hanno osservato infatti che l'efficacia del metodo era limitata da una bassa densità di campionamento e da distorsioni nella morfologia del pennacchio indotte dalla natura turbolenta del fenomeno. Ne consegue che l'uso di tecniche di interpolazione per ricostruire il profilo di concentrazione viene complicato e influenzato da questi fattori. Le esperienze in letteratura che adottano un sensore TDLAS a percorso aperto si esplicano pertanto in due test a rilascio controllato (Golston et al., 2018; Yang et al., 2018) e in una forma di adattamento al monitoraggio puntuale di questa tecnologia (Nathan et al., 2015).

Il metodo UAV-based descritto in questo lavoro è stato testato presso tre allevamenti di bovini da latte e una discarica per rifiuti solidi in Italia, rappresentando il primo esempio di applicazione in condizioni reali di emissione utilizzando un sensore TDLAS a percorso aperto con questa configurazione.

3 REVISIONE DELLA LETTERATURA

3.1 Introduzione

Il presente capitolo intende fornire una panoramica sui principali metodi UAV-based che sono stati testati in condizioni reali di campo per stimare le emissioni di CH₄ a livello di impianto da uno o più dei tre settori chiave (agricoltura, rifiuti, energia).

Vengono discussi i vantaggi e i limiti delle tipologie di piattaforme UAV adatte per questo tipo di monitoraggio, mettendo a confronto gli aspetti che incidono sulla progettazione o sulla esecuzione di un rilievo e sul grado di accuratezza del risultato finale.

Sono poi presentate e analizzate le diverse tecnologie di sensori utilizzati per misurare le concentrazioni di CH₄ e i dati di vento, descrivendo le possibili modalità di acquisizione. Infine, vengono discussi i metodi di quantificazione UAV-based testati in condizioni reali di campo per quantificare il tasso di emissione di CH₄ da un sito, con particolare accento sulla descrizione del modello fisico e delle variabili che influenzano la stima.

3.2 Criteri di classificazione per le piattaforme UAV

Le piattaforme UAV reperibili a livello commerciale possono essere classificate in base a differenti parametri: alcuni autori utilizzano il peso come fattore discriminante (Weibel & Hansman, 2004; Arjomandi et al., 2006; Brooke-Holland et al., 2012; Latif., 2018); altri si basano sul peso e sul raggio d'azione (Zakora, & Molodchick, 2014; Dalamagkidis et al., 2015); altri ancora classificano i droni con riferimento a dimensioni, tempo di volo, quota massima e campo applicativo (Watts et al., 2012; Gupta et al., 2013). Esistono poi forme di classificazione basate sul tipo di propulsori (Pan et al., 2019; Tmušić et al., 2020; Shaw et al., 2021; Fosco et al., 2024).

Le piattaforme UAV utilizzate per monitoraggi atmosferici su scala di impianto hanno di solito un peso inferiore a 25 kg e i rilievi consistono in uno o più voli condotti ad altitudini modeste (poche centinaia di metri) e di breve durata (poche decine di minuti).

La miniaturizzazione dei sensori e la realizzazione di droni sempre più leggeri e compatti rendono il peso, la dimensione o l'altezza di volo dei vincoli più normativi che pratici per questa tipologia di rilievo: in Europa, il Regolamento 2019/947 differenzia le operazioni UAV in tre categorie a livello crescente di rischio (aperta, specifica e certificata) e i fattori

sopra citati influiscono sulla valutazione dei rischi operativi e sulle misure di mitigazione da adottare in campo (art. 11 comma 4 lettera a).

In definitiva i parametri sopra discussi hanno scarsa influenza sui modelli di volo e sulla progettazione di un monitoraggio delle emissioni di CH₄ su scala di impianto. Il tipo di propulsori invece può evidenziare meglio aspetti significativi come la risoluzione spaziale o il tempo necessario per l'esecuzione di un rilievo: per tale ragione le piattaforme UAV verranno discusse con riferimento ai propulsori, distinguendo modelli ad ala fissa e ad ala rotante.

3.2.1 Modelli ad ala fissa

Le piattaforme UAV ad ala fissa sono state le prime ad essere studiate per analogia con il volo degli aerei con equipaggio, rappresentando la tipologia più consolidata in materia di droni (Al-Bahi & Ima-Qaam, 2006).

Alcuni modelli necessitano di una pista per il decollo e l'atterraggio, altri sono lanciati a mano o per mezzo di piccole catapulte e a volte sono dotati di paracadute per l'atterraggio. Ultimamente si osserva la diffusione di versioni a decollo e atterraggio verticale (Vertical Take-Off and Landing, VTOL), che si comportano come droni ad ala rotante in decollo e in atterraggio e come classici droni ad ala fissa durante il volo. In Figura 3.1 sono mostrati alcuni dei modelli commerciali esistenti.

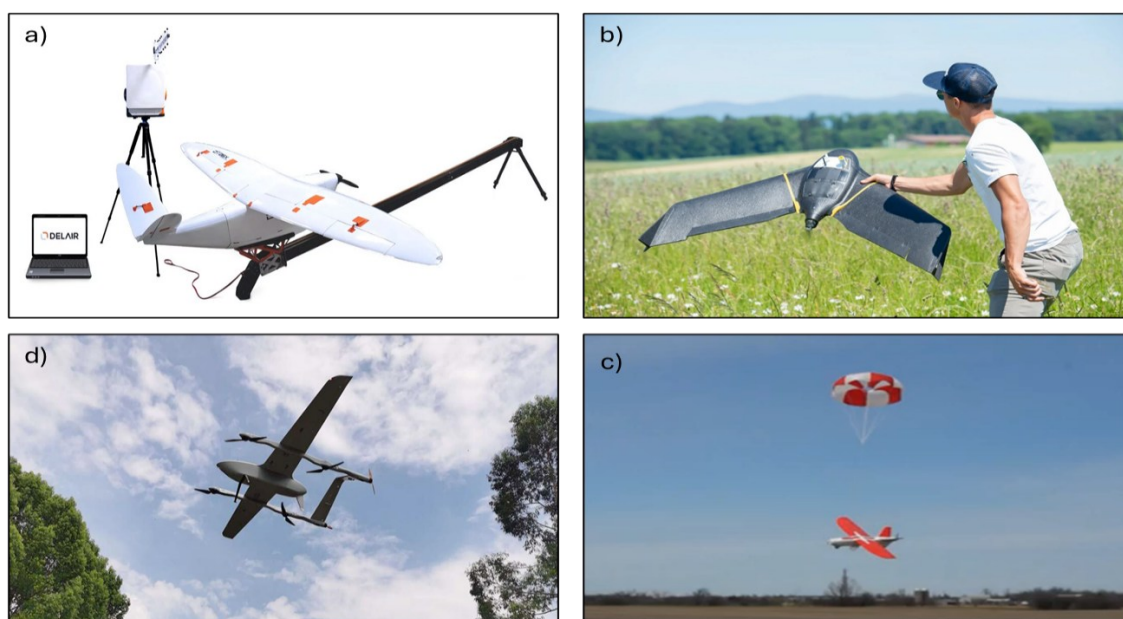


Figura 3.1 Figura 1.6 Esempi commerciali UAV ad ala fissa: a) DT26 Open Payload; b) SenseFly eBee; c) Aeromapper TALON; d) YANGDA Sky Whale Max Electric. Immagini prese dai siti dei produttori.

Questi droni possono trasportare carichi utili più pesanti rispetto a un drone multicottero (Shah, 2020) e sfruttare un rapporto spinta-peso inferiore grazie alla portanza aggiuntiva garantita dalle ali (Petricca et al., 2011b).

Per evitare problemi di stallo, questi droni non possono scendere al di sotto di una velocità critica che può essere compresa tra 6 e 20 m s⁻¹ a seconda del modello (Pan et al., 2019). La potenza minima richiesta per evitare lo stallo può essere espressa mediante l'equazione seguente (Kroo et al., 2001):

$$P = \frac{Tv}{\eta_p} = \frac{W}{E} \frac{[2W/(S\rho C_L)]^{1/2}}{\eta_p} \quad (3.1)$$

dove T è la spinta (kg m s⁻²), v la velocità (m s⁻¹), η_p indica l'efficienza dell'elica, W è la forza peso (kg m s⁻²), E rappresenta l'efficienza aerodinamica, S è l'impronta alare (m²), ρ la densità (kg m⁻³) e C_L indica il coefficiente di portanza.

La velocità del drone è un parametro molto importante nella progettazione di un rilievo, perché a parità di sensore montato a bordo la risoluzione spaziale tende a peggiorare con la velocità del velivolo.

Questa relazione e i suoi effetti sul risultato finale sono ad oggi poco trattati in letteratura: alcuni studi forniscono indicazioni sulle condizioni di vento ottimali per eseguire il rilievo (Allen et al., 2014; Allen et al., 2018; Yang et al., 2018; Morales et al., 2022), ma non si osservano lavori che suggeriscano la risoluzione spaziale ideale in funzione della velocità del drone e delle condizioni di vento.

Grazie alla stabilità che caratterizza questo tipo di piattaforme UAV, si può ipotizzare che le condizioni di vento abbiano una minore incidenza rispetto ai modelli multicottero e che sia quindi un aspetto più impattante sul fenomeno emissivo che sul tipo di drone utilizzato per il rilievo in campo.

Come si può osservare nell'equazione 3.1, il valore della velocità critica è proporzionale al peso del drone: dal momento che questo parametro dipende anche dal sensore montato a bordo, è possibile affermare che la risoluzione spaziale per un drone ad ala fissa cambia sia in base al modello di velivolo utilizzato che per uno stesso modello al variare del peso del sensore equipaggiato.

Si tratta di un aspetto che al momento penalizza le piattaforme UAV ad ala fissa rispetto alla controparte ad ala rotante, ma lo sviluppo tecnologico dei sensori può colmare questo

divario ed è quindi importante investire nella miniaturizzazione e nelle prestazioni degli analizzatori per il CH₄.

Un tale traguardo valorizzerebbe il principale punto di forza dei droni ad ala fissa, ovvero la possibilità di effettuare voli a velocità maggiori rispetto ai multi-rotore e ridurre così la durata di un rilievo senza perdere eccessivamente in risoluzione spaziale.

La rapidità del rilievo è infatti un parametro fondamentale per cogliere e comprendere la variabilità temporale del fenomeno: per esempio, le emissioni fuggitive di CH₄ da una discarica mostrano variazioni già su scala oraria (Börjesson & Svensson, 1997; Zhang et al., 2013; Xin et al., 2016) e sono governate da umidità del suolo e pressione atmosferica (Rachor et al., 2013; Shen et al., 2018; Izumoto et al., 2018). Anche le emissioni enteriche di CH₄ da allevamento sono caratterizzate da fluttuazioni su scala giornaliera dovute alle pratiche di gestione e al regime di attività del bestiame (Saha et al., 2014).

Infine, occorre precisare che questi droni sono meno manovrabili della controparte ad ala rotante (sia a causa del tipo di propulsori che delle velocità di crociera più elevate) e non possono effettuare voli stazionari (hovering) su un punto.

3.2.2 Modelli ad ala rotante

Le piattaforme UAV ad ala rotante si distinguono per il numero e per la disposizione delle eliche (Pan et al., 2019). Le configurazioni più utilizzate sono quelle a quattro, sei oppure a otto rotori (chiamate rispettivamente quadricotteri, esacotteri e optocotteri): ciò è dovuto sia ad una migliore efficienza di volo rispetto a modelli più complessi che al basso costo e alla semplicità della loro produzione (Baskaya et al., 2021).

In Figura 3.2 sono rappresentati alcuni dei modelli commerciali di comune utilizzo.

La principale caratteristica che contraddistingue questi droni è la possibilità di effettuare voli in modalità stazionaria, senza necessità di mantenere una velocità minima per evitare fenomeni di stallo come è stato osservato nel precedente paragrafo per quelli ad ala fissa. La potenza minima richiesta per garantire il volo stazionario del drone può essere espressa dalla seguente equazione (Kroo et al., 2001):

$$P = \frac{T v_h}{M} = \frac{W}{M} \left(\frac{W}{2S\rho} \right)^{1/2} \quad (3.2)$$

dove T è la spinta (kg m s⁻²), v_h la velocità in hovering (m s⁻¹), M è la cifra di merito del rotore, W è la forza peso (kg m s⁻²), S l'impronta alare (m²) mentre ρ la densità (kg m⁻³).

La velocità di hovering rappresenta la minima velocità di rotazione delle eliche affinché il drone possa vincere la forza peso e stazionare in aria. Come si può notare dall'equazione 3.2, questo parametro è funzione del peso del velivolo: a differenza dei droni ad ala fissa, non influisce sulla risoluzione spaziale ma solo sulla potenza richiesta e questo comporta un consumo di batterie che riduce la durata di un volo.

Il numero di rotori aiuta a soddisfare la richiesta di potenza per il volo stazionario e per il VTOL, ma aumenta il peso del drone e delle batterie e rappresenta il principale ostacolo alla miniaturizzazione di questi modelli (Al-Bahi & Ima-Qaam, 2006).

Dal momento che il peso comprende anche il carico utile trasportato, i droni ad ala rotante sono penalizzati rispetto ai velivoli ad ala fissa e possono trasportare carichi inferiori che consistono spesso in analizzatori meno sensibili e meno precisi.



Figura 3.2 Esempi commerciali di piattaforme UAV ad ala rotante: a) optacottero DJI Spreading Wings S1000; b) esacottero XBOTICS Phoenix 6 AG; c) quadricottero DJI M350 RTK. Immagini prese dai siti dei produttori.

I vantaggi di questa tipologia di droni possono essere riassunti nei seguenti punti:

- elevata manovrabilità e facilità di trasporto
- possibilità di condurre voli in modalità stazionaria (hovering)
- possono volare a quote inferiori rispetto ai droni ad ala fissa
- risoluzione spaziale indipendente dal drone ma solo dalle caratteristiche del sensore
- maggiore risoluzione spaziale in confronto ai modelli ad ala fissa a parità di sensore equipaggiato.

Un particolare aspetto che merita attenzione quando questi droni vengono utilizzati per il campionamento atmosferico è il cosiddetto “effetto downwash”, un flusso turbolento al di sotto del drone generato dalla rotazione delle eliche che instaura delle zone di ricircolo (Shouji et al., 2021a; Ansaripour et al., 2023) ed altera il risultato (Brinkman et al., 2020). Numerosi studi hanno cercato di comprendere l’errore causato da questa zona di disturbo sulla misura di concentrazione (Roldan et al., 2015; Villa et al., 2016; Aurell et al., 2017; Ivarado et al., 2017; Qing et al., 2017; Zhou et al., 2017; Gu et al., 2018).

Altri autori hanno invece analizzato l’estensione della zona al di sotto dei propulsori, che raramente supera il metro di distanza dalle eliche in direzione orizzontale e i cinque metri al di sotto dei rotori (Ni et al., 2017; Fengbo et al., 2017; Shukla and Narayanan, 2018; Zheng et al., 2018).

Le soluzioni ideate per minimizzare questo problema sono molteplici e a differente grado di complessità, a seconda del sensore equipaggiato e del profilo emissivo della sorgente: ad esempio Emran et al. (2017) propongono di volare a 25-30 m di altezza per evitare gli effetti del downwash in discarica, mentre altri autori suggeriscono un lungo tubo verticale per oltrepassare la zona turbolenta (Abichou et al., 2023).

Ulteriori soluzioni adottano un piccolo tubo collegato al sensore per aspirare il campione lateralmente al drone e all’esterno del volume d’aria influenzato dal downwash (Knudsen & De Rossi, 2022, Yong et al., 2024).

L’utilizzo di una piccola prolunga per l’aspirazione laterale rappresenta la soluzione più semplice e pratica, ma la distanza minima del punto di campionamento dalle eliche è una questione complessa e ad oggi non sufficientemente chiarita.

Knudsen & De Rossi (2022) hanno condotto diversi esperimenti per stabilire la lunghezza del tubo di aspirazione, da semplici smoke test a mast test fino a simulazioni nelle gallerie del vento.

Il limite di queste sperimentazioni è nella configurazione stazionaria del drone durante le prove (tenuto in hovering a circa 10 m dal suolo), che non tiene conto del moto orizzontale del velivolo in condizioni reali di rilievo.

Brinkman et al. (2020) hanno studiato gli effetti del downwash generato da un drone a sei rotori e osservano come entrambi i movimenti (orizzontale e verticale) possono disturbare il campionamento fino a sei secondi dopo che sono cessati, sconsigliando di effettuare le misure quando il drone è in movimento.

Una interessante soluzione proposta da Kim et al. (2021) consente il campionamento di un gas a bordo del drone anche se questo è in movimento, eliminando i rischi legati all'uso di una tubazione in campo (attorcigliamenti con ostacoli presenti sul sito o col velivolo). Si consideri un drone equipaggiato con un analizzatore puntuale in due istanti successivi t e $t + \Delta t$ (Figura 3.3). Siano L ed H rispettivamente la distanza orizzontale e verticale tra il sensore e l'estremità dell'elica (m), si indichino quindi con Δh e Δl lo spazio percorso da una molecola d'aria e dal drone nell'intervallo di tempo considerato.

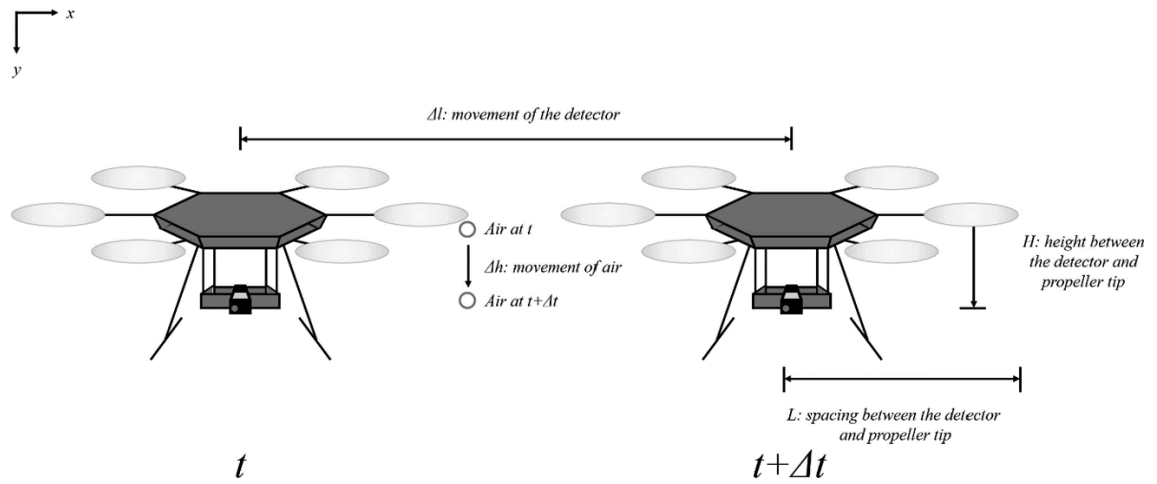


Figura 3.3 Schema concettuale del sistema UAV in due istanti successivi t e $t + \Delta t$. (Fonte: Kim et al., 2021)

Se il termine Δh (che rappresenta il moto turbolento dell'aria al di sotto dell'elica) non è trascurabile rispetto a Δl , allora la concentrazione misurata sarà disturbata dal downwash e il dato non potrà essere considerato affidabile.

Se invece $\Delta l \gg \Delta h$, allora si può assumere che la concentrazione di CH_4 sia stata misurata in condizioni ideali. Questo comporta l'esistenza di una velocità critica v_d (m s^{-1}) in grado di garantire l'affidabilità del sensore equipaggiato, esprimibile con la seguente equazione (Kim et al., 2021):

$$v_d > \frac{L}{H} \sqrt{\frac{mg(T + 273)}{273N\rho A}} \quad (3.3)$$

dove m rappresenta la massa del drone (kg), g è l'accelerazione di gravità (9.81 m s^{-2}), T la temperatura ambientale ($^{\circ}\text{C}$), N è l'efficienza dell'elica (-), ρ la densità (kg m^{-3}), infine A rappresenta l'area del cerchio d'aria formatosi dalla rotazione delle eliche (m^2).

È interessante osservare come v_d dipende non soltanto dal peso e dalle caratteristiche del drone, ma anche dalla temperatura e densità dell'aria, introducendo una dipendenza dalle condizioni ambientali al momento del rilievo: all'aumento della prima corrisponde infatti una diminuzione della seconda e questo riduce l'attrito, favorendo la portanza e velocità del drone maggiori.

Quando la piattaforma UAV si muove in avanti, le eliche anteriori ruotano più lentamente rispetto a quelle posteriori per garantire una spinta sufficiente: ne consegue che il disturbo indotto dal downwash sulla misurazione è probabilmente inferiore a quello ipotizzato.

Inoltre, due recenti studi hanno dimostrato come il flusso turbolento al di sotto delle eliche tende a rallentare per l'attrito causato dalla miscelazione (Guo et al., 2020, Zheng et al., 2018): la velocità del drone calcolata con l'equazione 3.3 potrebbe quindi essere un valore conservativo (Kim et al., 2021).

È opinione dell'autore che l'approccio appena discusso, pur presentando vantaggi pratici e una solida formulazione fisica, manifesti nella forma proposta le seguenti limitazioni:

- non tiene conto della frequenza di acquisizione del sensore: nell'equazione 3.3 non compare alcun parametro che relaziona la velocità del drone alla frequenza di acquisizione del sensore. Ciò implica che il limite inferiore della risoluzione spaziale dipende dalle caratteristiche del drone e dalle condizioni ambientali (T , ρ) più che dal sensore stesso, il quale incide solo per la componente peso. Inoltre, non valorizza la maggiore frequenza di acquisizione di uno strumento perché tutte le misure registrate tra t e $t + \Delta t$ sono assunte disturbate dal downwashing quando $\Delta l < L$.
- complica la definizione di risoluzione spaziale e temporale: a parità di sensore, questi due parametri dipendono rispettivamente dalla velocità del drone e dalla frequenza di acquisizione dello strumento. L'equazione 3.3 introduce una relazione con densità e temperatura dell'aria, che rende la risoluzione spaziale e temporali dipendenti anche dalle condizioni ambientali al momento del rilievo.
- eccessiva dipendenza dal drone: per aumentare la risoluzione spaziale, il principale parametro da ridurre nell'equazione è il peso del velivolo. Questo è dovuto soprattutto al telaio e alle batterie necessarie per soddisfare la richiesta di potenza. Si tratta però di componenti strutturali difficili da miniaturizzare e ciò può rappresentare un freno allo sviluppo dei metodi di quantificazione UAV-based e al grado di affidabilità del risultato.

3.2.3 Criteri di scelta della piattaforma UAV

La scelta del tipo di drone da utilizzare per monitorare le emissioni di CH₄ da un generico sito dovrebbe considerare sia gli aspetti qualitativi del risultato che i vari vincoli pratici e normativi, individuando una serie di compromessi il più possibile favorevoli alla qualità del rilievo condotto.

Con riferimento al primo punto, è possibile ottimizzare alcuni parametri fondamentali che influenzano il risultato di un monitoraggio: risoluzione spaziale, risoluzione temporale e durata ideale del rilievo.

In funzione della frequenza di acquisizione del sensore equipaggiato, è possibile graficare le relazioni tra queste tre variabili (Figura 3.4): sull'asse x è rappresentata la risoluzione spaziale (punti misurati per metro), mentre gli assi y mostrano rispettivamente la velocità del drone (sinistra) e il tempo necessario per percorrere 100 m (destra).

Le curve tracciate si riferiscono alle frequenze comuni dei sensori disponibili sul mercato. A titolo esemplificativo, è rappresentato il caso di un drone equipaggiato con un sensore che acquisisce a 10 Hz: volando a 1 m s⁻¹, la risoluzione spaziale risulta pari a 10 misure/m e il tempo impiegato per scansionare 100 m è di 1.67 minuti.

È interessante osservare come la risoluzione spaziale sia fortemente limitata dalla velocità del drone e che valori inferiori a 1 m s⁻¹ risultano poco praticabili in campo, non soltanto per la durata del rilievo ma anche per il consumo di batterie che ne consegue.

Questa considerazione porta a ritenere che il drone ad ala rotante sia più vantaggioso della controparte ad ala fissa, ma occorre considerare anche che a velocità basse il primo risente delle vibrazioni e questo può ridurre la precisione di altri sensori a bordo come l'altimetro o l'anemometro e inficiare la qualità del risultato.

Inoltre, incrementare la frequenza di acquisizione del dato non implica necessariamente l'acquisto di un sensore più costoso, ma può consistere nell'uso simultaneo di più droni equipaggiati con sensori low-cost. L'informazione di un singolo volo di misurazione può essere infatti migliorata utilizzando più piattaforme UAV coordinate (Yang et al., 2023). Il primo esempio in letteratura basato su questo approccio è stato osservato in Zhao et al. (2024) per quantificare le emissioni di CO₂ da una centrale termoelettrica in Cina, anche se il metodo era stato già testato in precedenza per quantificare gli apporti naturali di CO₂ da alcuni vulcani negli Stati Uniti (Ericksen et al., 2022).

Le informazioni contenute in Figura 3.4 vengono riproposte in forma numerica in Tabella 3.1, per consentire una lettura alternativa ed un utilizzo più pratico.

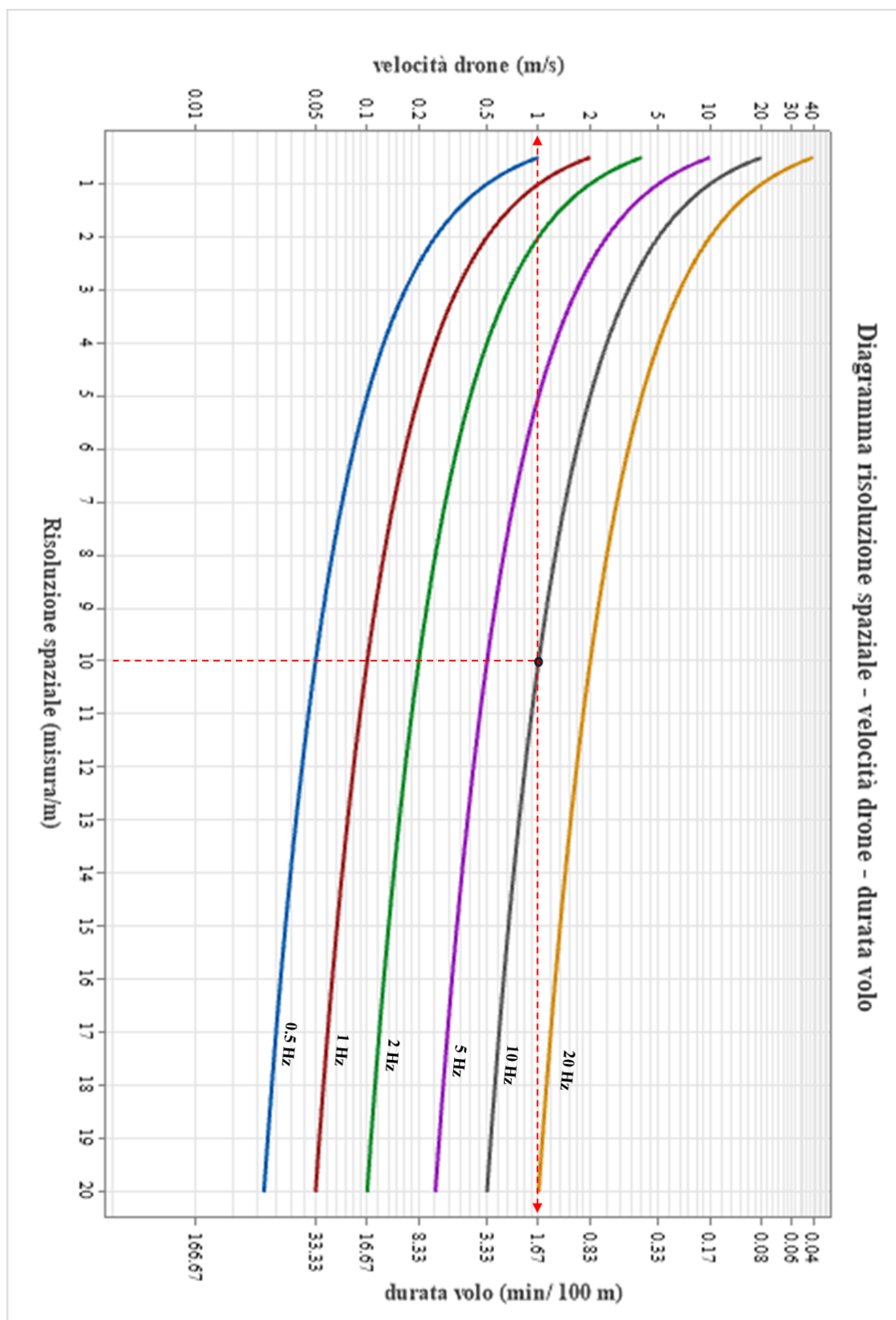


Figura 3.4 Diagramma che lega risoluzione spaziale, velocità del drone e durata del volo normalizzata su 100 m in funzione della frequenza di acquisizione del sensore. Si riporta l'esempio per un sensore a 10 Hz su un drone che vola a 1 m s^{-1} , cui corrisponde una risoluzione spaziale di 10 misure/m e una durata del volo di 1.67 minuti per 100 m.

Tabella 3.1 Risoluzione spaziale del rilievo e durata del volo normalizzata su 100 m in funzione della velocità del drone e della frequenza di acquisizione del sensore equipaggiato.

Velocità drone (m/s)	durata volo (min/100m)	Risoluzione spaziale (misura/m)									
		0.5 Hz	1 Hz	2 Hz	5 Hz	10 Hz	20 Hz	40 Hz	60 Hz	80 Hz	100 Hz
1	1.67	0.50	1.00	2.00	5.00	10.00	20.00	40.00	60.00	80.00	100.00
2	0.83	0.25	0.50	1.00	2.50	5.00	10.00	20.00	30.00	40.00	50.00
3	0.56	0.17	0.33	0.67	1.67	3.33	6.67	13.33	20.00	26.67	33.33
4	0.42	0.13	0.25	0.50	1.25	2.50	5.00	10.00	15.00	20.00	25.00
5	0.33	0.10	0.20	0.40	1.00	2.00	4.00	8.00	12.00	16.00	20.00
6	0.28	0.08	0.17	0.33	0.83	1.67	3.33	6.67	10.00	13.33	16.67
7	0.24	0.07	0.14	0.29	0.71	1.43	2.86	5.71	8.57	11.43	14.29
8	0.21	0.06	0.13	0.25	0.63	1.25	2.50	5.00	7.50	10.00	12.50
9	0.19	0.06	0.11	0.22	0.56	1.11	2.22	4.44	6.67	8.89	11.11
10	0.17	0.05	0.10	0.20	0.50	1.00	2.00	4.00	6.00	8.00	10.00
11	0.15	0.05	0.09	0.18	0.45	0.91	1.82	3.64	5.45	7.27	9.09
12	0.14	0.04	0.08	0.17	0.42	0.83	1.67	3.33	5.00	6.67	8.33
13	0.13	0.04	0.08	0.15	0.38	0.77	1.54	3.08	4.62	6.15	7.69
14	0.12	0.04	0.07	0.14	0.36	0.71	1.43	2.86	4.29	5.71	7.14
15	0.11	0.03	0.07	0.13	0.33	0.67	1.33	2.67	4.00	5.33	6.67
16	0.10	0.03	0.06	0.13	0.31	0.63	1.25	2.50	3.75	5.00	6.25
17	0.10	0.03	0.06	0.12	0.29	0.59	1.18	2.35	3.53	4.71	5.88
18	0.09	0.03	0.06	0.11	0.28	0.56	1.11	2.22	3.33	4.44	5.56
19	0.09	0.03	0.05	0.11	0.26	0.53	1.05	2.11	3.16	4.21	5.26
20	0.08	0.03	0.05	0.10	0.25	0.50	1.00	2.00	3.00	4.00	5.00
21	0.08	0.02	0.05	0.10	0.24	0.48	0.95	1.90	2.86	3.81	4.76
22	0.08	0.02	0.05	0.09	0.23	0.45	0.91	1.82	2.73	3.64	4.55
23	0.07	0.02	0.04	0.09	0.22	0.43	0.87	1.74	2.61	3.48	4.35
24	0.07	0.02	0.04	0.08	0.21	0.42	0.83	1.67	2.50	3.33	4.17
25	0.07	0.02	0.04	0.08	0.20	0.40	0.80	1.60	2.40	3.20	4.00
26	0.06	0.02	0.04	0.08	0.19	0.38	0.77	1.54	2.31	3.08	3.85
27	0.06	0.02	0.04	0.07	0.19	0.37	0.74	1.48	2.22	2.96	3.70
28	0.06	0.02	0.04	0.07	0.18	0.36	0.71	1.43	2.14	2.86	3.57
29	0.06	0.02	0.03	0.07	0.17	0.34	0.69	1.38	2.07	2.76	3.45
30	0.06	0.02	0.03	0.07	0.17	0.33	0.67	1.33	2.00	2.67	3.33
31	0.05	0.02	0.03	0.06	0.16	0.32	0.65	1.29	1.94	2.58	3.23
32	0.05	0.02	0.03	0.06	0.16	0.31	0.63	1.25	1.88	2.50	3.13
33	0.05	0.02	0.03	0.06	0.15	0.30	0.61	1.21	1.82	2.42	3.03
34	0.05	0.01	0.03	0.06	0.15	0.29	0.59	1.18	1.76	2.35	2.94
35	0.05	0.01	0.03	0.06	0.14	0.29	0.57	1.14	1.71	2.29	2.86
36	0.05	0.01	0.03	0.06	0.14	0.28	0.56	1.11	1.67	2.22	2.78
37	0.05	0.01	0.03	0.05	0.14	0.27	0.54	1.08	1.62	2.16	2.70
38	0.04	0.01	0.03	0.05	0.13	0.26	0.53	1.05	1.58	2.11	2.63
39	0.04	0.01	0.03	0.05	0.13	0.26	0.51	1.03	1.54	2.05	2.56
40	0.04	0.01	0.03	0.05	0.13	0.25	0.50	1.00	1.50	2.00	2.50

Con riferimento ai vincoli pratici e normativi, la scelta del drone ideale per un rilievo può essere condizionata da più aspetti (vicinanza di infrastrutture sensibili, aree congestionate, assembramenti di persone).

In presenza di almeno uno dei fattori menzionati, l'Ente Nazionale per l'Aviazione Civile (ENAC) classifica l'operazione come "critica" ai sensi del Regolamento "Mezzi aerei a pilotaggio remoto" (art 10 comma 1) e impone all'operatore UAS di istituire una zona cuscinetto che circoscriva l'area in cui si svolgono le operazioni (detta *area di buffer*) (Figura 3.5a).

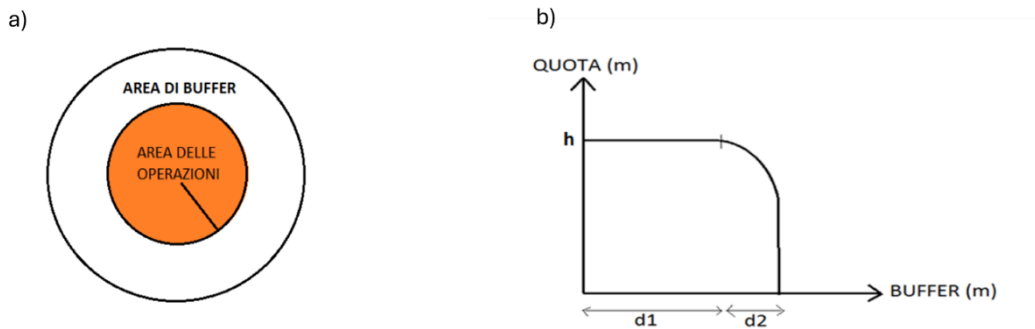


Figura 3.5 Area di buffer: a) schema concettuale; b) raggio dell'area di buffer in funzione della quota h . Il termine d_1 indica la distanza percorsa dal drone tra il momento in cui si verifica l'avaria e l'istante in cui il pilota attiva il terminatore di volo. Il termine d_2 considera la traiettoria balistica durante la caduta del drone a partire dalla quota h . (Fonte: Circolare Esplicativa ENAC del 07.07.2016).

Il dimensionamento di questa zona, che deve garantire l'interruzione del volo in sicurezza anche in presenza di guasti e malfunzionamenti, deve essere effettuato nel rispetto delle disposizioni contenute nella Circolare Esplicativa ENAC "Calcolo area di buffer e dimensionamento del cavo di vincolo – operazioni specializzate critiche (art. 10.5)".

In particolare, la distanza dell'area di buffer è calcolata come somma di due contributi:

$$d = d_1 + d_2 = (v_d + v_v) * T_{fts} + (v_d + v_v) * \sqrt{\frac{2h}{g}} \quad (3.4)$$

dove v_d è la velocità operativa massima del drone (m s^{-1}), v_v la velocità limite ammessa per il vento (m s^{-1}), T_{fts} è il tempo di attivazione del flight termination system (3 s), h è la quota di volo (m) e infine g indica l'accelerazione di gravità (9.81 m s^{-2}).

Il termine d_1 rappresenta la distanza percorsa dal drone dal momento in cui si verifica il malfunzionamento a quello in cui il pilota attiva il terminatore di volo, mentre il termine d_2 indica la curva parabolica tracciata dal velivolo in caduta libera a partire dalla quota h (Figura 3.5b).

Il principale parametro da salvaguardare nell'equazione 3.4 è l'altezza di volo, che deve essere sufficiente per catturare interamente il pennacchio. La sua valutazione è complessa e dipende non soltanto dalle caratteristiche della sorgente o dalle condizioni di vento al momento del rilievo, ma anche dalla sensibilità del sensore equipaggiato e dai metodi di quantificazione utilizzati.

La scelta del drone deve quindi garantire il rispetto degli standard di sicurezza imposti da ENAC, senza però compromettere la qualità del rilievo.

La dimensione minima dell'area di buffer dipende dalle caratteristiche tecniche del drone (velocità operativa e resistenza al vento), che a loro volta sono funzione della tipologia di piattaforma utilizzata (ad ala fissa o rotante).

I droni ad ala rotante non hanno limiti inferiori di velocità (possono stazionare in aria) e resistono a venti compresi tra 10 e 12 m s^{-1} , mentre quelli ad ala fissa devono mantenere una velocità minima per evitare lo stallo (solitamente compresa tra 6 e 20 m s^{-1}) e possono volare con venti fino a 15 m s^{-1} circa, a seconda del modello (Pan et al., 2019).

Utilizzando questi riferimenti, è stata calcolata la dimensione minima dell'area di buffer per le due tipologie di drone al variare della velocità operativa e in relazione a tre diverse quote di volo (10 m, 50 m, 100 m) (tabella 2).

Si osserva come la scelta di un drone ad ala rotante consenta un maggiore campo d'azione rispetto ai modelli ad ala fissa, agevolando la progettazione del rilievo. Inoltre, le distanze richieste dai primi sono inferiori e la differenza percentuale tra le due tipologie evidenzia una proporzionalità inversa quadratica con la velocità in campo (a causa del termine $\sqrt{\frac{2h}{g}}$

che compare nell'equazione 3.4) (Figura 3.6): questo consente di limitare il gap dei droni ad ala fissa all'aumentare della velocità di volo, riducendo il sovradimensionamento dell'area di buffer dal 14.3% (6 ms^{-1}) all'8.6% (20 m s^{-1}).

Infine, quando le condizioni sito specifiche non consentono di disporre dell'area di buffer necessaria anche minimizzando la velocità operativa del drone, si può utilizzare un cavo di vincolo la cui progettazione deve seguire le indicazioni contenute nella stessa Circolare Esplicativa ENAC del 07.07.2016 (con il rischio di complicare la progettazione del rilievo da un punto di vista pratico, economico e qualitativo).

Tabella 3.2 Calcolo area di buffer per tre differenti quote di volo (10 m, 50 m, 100 m), in funzione del tipo di drone (ala fissa o ala rotante) e della velocità operativa.

velocità operativa (m/s)	buffer (m)					
	H 10 m AGL		H 50 m AGL		H 100 m AGL	
	ala rotante	ala fissa	ala rotante	ala fissa	ala rotante	ala fissa
1	58	-	81	-	98	-
2	62	-	87	-	105	-
3	66	-	93	-	113	-
4	71	-	99	-	120	-
5	75	-	105	-	128	-
6	80	93	111	130	135	158
7	84	97	118	136	143	165
8	89	102	124	142	150	173
9	93	106	130	149	158	180
10	97	111	136	155	165	188
11	102	115	142	161	173	195
12	106	120	149	167	180	203
13	111	124	155	173	188	210
14	115	128	161	180	195	218
15	120	133	167	186	203	225
16	124	137	173	192	210	233
17	128	142	180	198	218	240
18	133	146	186	204	225	248
19	137	151	192	211	233	256
20	142	155	198	217	240	263

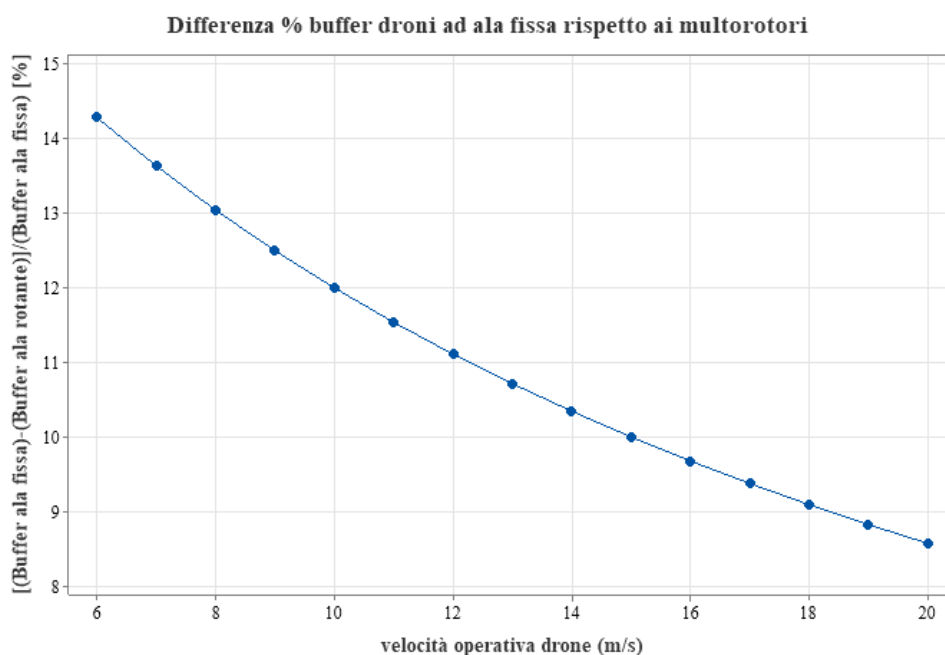


Figura 3.6 Differenza percentuale area di buffer tra droni ad ala fissa e rotante in funzione della velocità.

3.3 Sensori per il rilevamento del CH₄

Esistono in commercio differenti tipologie di sensori che permettono di misurare con una certa precisione e accuratezza le concentrazioni di CH₄ in atmosfera, nell'ordine dei ppm e sub-ppm.

La misurazione delle concentrazioni di CH₄ è relativamente semplice; la sfida principale consiste nell'associare questa misurazione al vento oppure ad un modello meteorologico sufficientemente rappresentativo per quantificare un flusso emissivo (Fosco et al., 2024). La spettroscopia laser è probabilmente la tecnologia più diffusa per il rilevamento di CH₄ in contesti di monitoraggio industriale (Oil & Gas, rifiuti, settore zootecnico e agricolo). Questa tecnica sfrutta la capacità del laser di emettere una radiazione elettromagnetica a specifica lunghezza d'onda (monocromatica), garantendo elevata sensibilità e selettività nel rilevamento di un gas target (Chai et al., 2025; Wang et al., 2023; Gong et al., 2022; Liu, et al., 2022; Yu et al., 2021; Harris et al., 2020).

Quando un fascio di luce monocromatico attraversa un mezzo omogeneo e isotropo in cui è presente un gas in grado di assorbire a quella specifica lunghezza d'onda, si osserva una variazione tra l'intensità del fascio in ingresso e quella in uscita: tale differenza è dovuta alla quota di energia assorbita dal gas target ed è proporzionale alla concentrazione e alla lunghezza del percorso ottico di assorbimento.

Nella spettroscopia di assorbimento, la sensibilità è pertanto funzione della lunghezza del percorso ottico di assorbimento e dell'intensità della linea di assorbimento della molecola a quella specifica lunghezza d'onda (Wang et al., 2019; Liu et al., 2015).

In accordo alla legge di Lambert-Beer, la variazione in intensità può essere espressa dalla seguente equazione (Chai et al., 2024; Casasanta et al., 2022):

$$I_{out}(v) = I_{in}(v) \exp[-S(T) g(v, v_0) PCL] \quad (3.5)$$

dove $I_{in}(v)$ è l'intensità del laser incidente ($W m^{-2}$), $I_{out}(v)$ l'intensità in uscita ($W m^{-2}$), L è la lunghezza del percorso di assorbimento (cm) e $g(v, v_0)$ rappresenta la funzione lineare normalizzata dell'assorbimento molecolare del gas ($1/cm^{-1}$). Infine, P è la pressione (atm), C è la frazione molare del gas (-) e $S(T)$ rappresenta l'intensità della linea di assorbimento che è funzione della temperatura ($cm^{-2} atm^{-1}$).

Il principale vantaggio della spettroscopia laser è rappresentato dalla capacità di sfruttare le rotazioni e vibrazioni molecolari indotte dall'assorbimento di energia nello spettro del

vicino e medio infrarosso (contrariamente a quanto accade nel caso di assorbimento nella regione dell'ultravioletto, che si associa a fenomeni di transizioni elettroniche).

Le principali sorgenti di rumore per questa tecnologia, che devono essere adeguatamente affrontate in fase di progettazione per garantire la precisione e l'accuratezza della misura, possono essere riassunte nelle tre categorie seguenti:

- **$1/f$ noise:** è probabilmente la più nota e comune fonte di disturbo nelle misurazioni basate su spettroscopia laser, che induce una maggiore potenza in componenti a bassa frequenza. Deriva dalle fluttuazioni di potenza nel segnale emesso e dai fenomeni di riflessione sulle superfici intercettate dal laser.
- **Shot noise:** si configura come un errore elettronico legato alla natura quantizzata della luce, che si traduce in fluttuazioni nella corrente elettrica a causa dell'arrivo casuale degli elettroni al rivelatore. È proporzionale alla radice quadrata della corrente e può essere descritto statisticamente da una distribuzione di Poisson.
- **Technical noise:** individua più tipologie di rumore, tra cui rientrano quelle dipendenti dalla temperatura (detti “*rumori termici*”, ad esempio il rumore di Johnson-Nyquist, che risulta proporzionale alla temperatura assoluta e alla resistenza dei componenti elettrici) e altri di origine meccanica (dovuti a vibrazioni e oscillazioni del sensore).

Una quarta categoria, specifica per le tecniche più complesse che utilizzano modulazioni in frequenza o in lunghezza d'onda sulla radiazione elettromagnetica emessa, è costituita dal cosiddetto “*RAM*” (Residual Amplitude Modulation). Si può considerare un rumore $1/f$ supplementare che è provocato dalle operazioni di modulazione del segnale in uscita.

La sensibilità di un analizzatore ottico si ottiene dal calcolo del rapporto segnale-rumore (SNR, Signal-Noise Ratio), a sua volta determinato posizionandosi in corrispondenza del picco della riga di assorbimento e confrontando l'ampiezza del segnale di uscita con lo scarto quadratico medio (RMS, Root Mean Square) del segnale di fondo.

In genere, prima di procedere a questo confronto, si ottimizza la misurazione attraverso un fit della riga (smoothing), con l'obiettivo di ridurre il rumore. La sensibilità sarà quindi data dal rapporto fra l'ampiezza del segnale e il nuovo RMS. Lo smoothing permette poi di individuare precisamente il centro e la larghezza della riga e di fare ipotesi sulla natura del rumore.

In letteratura sono presenti vari esempi e varianti di questa procedura (Cui et al., 2018; Li et al., 2016; Meng et al., 2014).

Sebbene il limite di rilevamento possa essere migliorato con questo approccio, il tempo di media richiesto è generalmente nell'ordine di alcuni minuti e quindi è poco adatto per le misurazioni istantanee e dinamiche di CH_4 che vengono effettuate in campo con metodi UAV-based (Xia et al., 2021; Zou et al., 2020; Jiang et al., 2016).

Alternative promettenti e in continua evoluzione sono rappresentate da numerose tecniche di filtraggio, che consentono di elaborare o decomporre un segnale per migliorare il dato in output e depurarlo dalle possibili fonti di rumore e interferenza.

Un esempio è costituito dal filtraggio di Kalman (Tian et al., 2022; De Becker et al., 2021; Liu et al., 2020; Hamzah et al., 2015): il principio applicativo è che la stima ottimale del risultato può essere effettuata tramite la previsione e la correzione dei dati di misurazione in tempo reale con equazioni di aggiornamento della misurazione (Xia et al., 2019).

Il filtraggio di Savitzky-Golay si basa invece su una regressione lineare all'interno di una finestra mobile che si sposta con il segnale, estrapolando una funzione polinomiale che si adatta ai dati circostanti (Liu et al., 2022; Zhang et al., 2021).

Rispetto al filtraggio di Kalman è in grado di preservare la forma della curva e di limitare il numero di manipolazioni sul dato in ingresso (Wang et al., 2023; Ji et al., 2022).

Un notevole e crescente interesse è stato osservato per le tecniche di elaborazione basate sul wavelet denoising, che utilizzano appositi algoritmi di ottimizzazione per migliorare il risultato finale attraverso coefficienti di soglia (coefficienti wavelet): questi approcci si prestano ad un migliore compromesso tra la riduzione del rumore e la conservazione delle caratteristiche spettrali del segnale, distinguendosi inoltre per la bassa complessità da un punto di vista computazionale (Yan et al., 2025; Dong et al., 2024; Zheng et al., 2018; Gao et al., 2014; Mape-Fogaing et al., 2012).

Il tasso di falsi positivi è un importante indicatore della capacità di un sistema di separare il segnale associato alla reale emissione di CH_4 dal rumore di fondo e da ulteriori fonti di disturbo.

Per falso positivo si intende una misurazione del sensore che evidenzia la presenza di CH_4 quando in realtà è del tutto assente o presente in quantità trascurabili. In un recente studio (Ravikumar et al., 2019) sono state messe a confronto differenti tecnologie UAV-based e non per la localizzazione e quantificazione delle emissioni di CH_4 durante numerosi test a rilascio controllato. Uno degli indicatori utilizzati è stato proprio il tasso di falsi positivi, sia per quanto concerne la localizzazione che la quantificazione del flusso emissivo.

In particolare, è stato osservato per alcune tecnologie un alto tasso di falsi positivi anche se queste avevano correttamente rilevato la presenza della perdita. Ciò suggerisce che gli algoritmi che elaborano i dati di concentrazione grezzi svolgono un ruolo importante nel tasso di successo e fallimento di queste tecnologie.

Una combinazione di elevata sensibilità e algoritmi inefficaci può portare a elevati tassi di falsi positivi, a causa dell'incapacità di distinguere chiaramente il segnale di perdita dal rumore di fondo e da altre fonti di disturbo.

I sensori utilizzati per misurare concentrazioni di CH₄ in atmosfera mediante misurazioni UAV possono in definitiva essere considerati analizzatori ottici ad elevata precisione, che si differenziano per la particolare tipologia di spettroscopia laser adottata e per l'ambiente fisico in cui avviene la misura. In particolare, si parla di sensori a percorso chiuso quando il raggio laser è emesso all'interno di una camera in condizioni controllate di temperatura e pressione (closed-path, CP), mentre si definiscono a percorso aperto se il raggio laser è emesso in atmosfera libera (open-path, OP).

Il differente spazio fisico influisce sull'unità dimensionale della grandezza misurata dallo strumento: nei sistemi a percorso chiuso è sempre una concentrazione (fornita solitamente in ppmv o ppbv), mentre nei modelli a percorso aperto può trattarsi di una concentrazione integrata sul percorso ottico (espressa in ppm-m) o di una concentrazione media ottenuta come rapporto tra la concentrazione integrata e la lunghezza del percorso stesso (espressa in ppmv o ppbv).

Sulla base di queste considerazioni è possibile classificare i sensori laser in due categorie:

- sensori a percorso chiuso (CP);
- sensori a percorso aperto (OP), a loro volta differenziabili in:
 - sensori OP a percorso ottico costante;
 - sensori OP a percorso ottico regolabile.

Di seguito vengono brevemente descritte e analizzate le tipologie di sensori che si basano sulla spettroscopia laser per il monitoraggio delle emissioni di CH₄, al fine di fornire una panoramica sullo stato attuale dello sviluppo tecnologico per modelli a percorso chiuso e aperto comunemente utilizzati a scopo commerciale o di ricerca.

3.3.1 Sensori a percorso chiuso (CP)

Nei sensori a percorso chiuso il raggio laser è emesso all'interno di una cella di misura, contenente il campione d'aria che si vuole analizzare in termini di concentrazione di CH₄. Non di rado è soggetto a riflessioni multiple sulle pareti interne della cella: in tal modo è possibile aumentare la lunghezza del percorso ottico mantenendo delle dimensioni ridotte per il sensore. In accordo alla Legge di Lambert-Beer (equazione 3.5) la lunghezza del percorso ottico influisce sulla sensibilità dello strumento e spesso le soluzioni progettuali puntano ad una massimizzazione di questa grandezza per migliorare la qualità dell'output. Questi sensori aspirano aria dall'ambiente esterno tramite una piccola pompa e la portata di aspirazione influisce sulla frequenza di acquisizione e sulla precisione della misura. Pertanto, le prestazioni possono variare notevolmente da modello a modello, in funzione delle specifiche progettuali della casa produttrice.

3.3.1.1 *Closed-Path Tunable Diode Laser Absorption Spectrometer (CP-TDLAS)*

Il principio alla base di questa tecnologia sfrutta la capacità dei diodi laser accordabili di emettere in un intervallo ristretto di lunghezze d'onda nella regione dell'infrarosso (IR), che consente un'alta risoluzione e l'individuazione di specifici picchi di assorbimento per il CH₄.

La frequenza di acquisizione e la risoluzione di questi sensori è spesso determinata sulla base di un compromesso progettuale e operativo, dal momento che migliorando la prima peggiora la seconda e viceversa. Solitamente la frequenza di acquisizione è compresa tra 1 e 2 Hz, mentre la risoluzione può variare da 1 ppm fino a raggiungere la soglia minima di 0.01 ppm (Knudsen J. & De Rossi L., 2022).

Un interessante e recente metodo UAV-based sviluppato per quantificare le emissioni di CH₄ a livello di sito (Scheutz et al., 2025), ha utilizzato e studiato un sensore commerciale che si basa su questa tecnologia (LGD Compact-A, prodotto da Axetris AG).

Sono stati eseguiti test per linearità, tempo di risposta, interferenza incrociata del gas, umidità, precisione, riproducibilità e livelli di rumore. La calibrazione con concentrazioni standard di CH₄ ha mostrato un accordo accurato ($R^2 = 0,99$), mentre il tempo di risposta per range compresi tra il 10% e il 90% del segnale a basse concentrazioni (<5 ppm) era pari a $1 \pm 0,02$ s. I test di rumore su un volo simulato hanno evidenziato livelli costanti a diverse concentrazioni di CH₄, con una precisione di 0,08 ppm (1σ) a 2 Hz.

In Figura 3.7 è rappresentato lo schema di funzionamento per un sensore CP-TDLAS. Il diodo laser viene sintonizzato per scansionare una banda molto ristretta che comprende i

principali picchi di assorbimento del gas target (Figura 3.7a). Se questo è presente nella cella di misura, lo spettro di assorbimento mostrerà alcuni picchi di assorbimento (Figura 3.7b). L'intensità del segnale in uscita, a seguito del fenomeno di assorbimento, risulterà inferiore a quella emessa con evidenti punti di minimo nel grafico intensità-tempo (Figura 3.7c). Tale assorbimento è proporzionale alla concentrazione del gas target, in accordo alla Legge di Lambert-Beer (equazione 3.5): il segnale viene quindi trattato con appositi algoritmi per convertire la variazione di intensità letta in un dato di concentrazione.

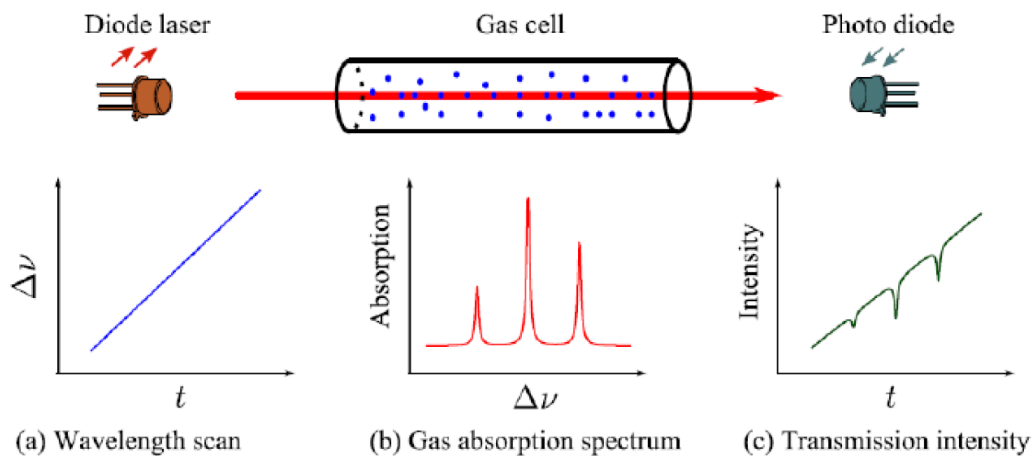


Figura 3.7 Principio di funzionamento tecnologia CP-TDLAS. Il diodo laser è sintonizzato per emettere a specifiche lunghezze d'onda, in modo da includere i maggiori picchi di assorbimento per la specie gassosa da analizzare (a). Nella cella, il gas presente assorbirà in corrispondenza delle frequenze di picco e questo comportamento sarà osservabile dallo spettro di assorbimento (b). L'intensità del segnale in uscita, a seguito di questo fenomeno, presenterà delle linee di assorbimento che sono poste in relazione all'intensità emessa mediante algoritmi appositi basati sulla Legge di Lambert-Beer (Fonte: *He et al., 2021*).

3.3.1.2 Cavity Ring Down Spectrometer (CRDS)

La tecnologia utilizza una cavità ottica per riflettere più volte il raggio sulle pareti interne del sensore (fino a 100.000 volte), riuscendo ad aumentare la lunghezza dei percorsi ottici fino a diversi chilometri (Tittel et al., 2008).

Si differenzia dall'approccio TDLAS perché la concentrazione è ricavata confrontando il tempo di decadimento della radiazione emessa all'interno di una cavità ottica in assenza e in presenza del gas target.

In Figura 3.8 è schematizzato il principio di funzionamento: nella cavità sono presenti due o più specchi altamente riflettenti (cella multipasso), uno dei quali è movimentato dal sensore per ottenere condizioni di risonanza. Raggiunta tale condizione, si interrompe

l'impulso e si misura il tempo di decadimento della radiazione. Il confronto tra i tempi di decadimento nelle due condizioni è correlato al coefficiente di assorbimento e consente quindi di ricavare la concentrazione del gas target.

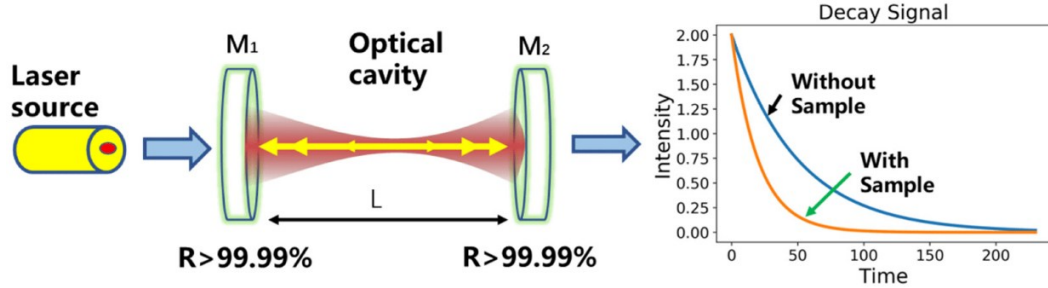


Figura 3.8 Principio di funzionamento tecnologia CRDS. Il sensore emette una radiazione elettromagnetica a specifica lunghezza d'onda per il gas target, inviandola all'interno di una cavità ottica costituita da due o più specchi ad alta riflessività (cella multipasso). Il campione d'aria viene aspirato dall'esterno tramite una piccola pompa e attraversato dal raggio laser all'interno della cella. Quindi i tempi di decadimento prima e dopo l'introduzione del campione vengono confrontati per ricavare la concentrazione del gas target. (Fonte: *Hu et al., 2021*).

La legge di Lambert-Beer per questo tipo di sensore può essere modificata e scritta nella forma seguente (Nowakowski et al., 2009):

$$I(t) = I_0 \exp \left[- \left(\frac{c[(1-R) + \alpha L]}{L} \right) t \right] = I_0 e^{\left(\frac{-t}{\tau} \right)} \quad (3.6)$$

dove $I(t)$ è l'intensità del segnale in uscita dalla cavità al tempo t (W m^{-2}), I_0 è l'intensità del segnale in ingresso nella cavità (W m^{-2}), R indica il coefficiente di riflessione degli specchi (%), L è la lunghezza del percorso ottico (cm), α il coefficiente di assorbimento (cm^{-1}), τ è il tempo di decadimento (s) e infine c la velocità della luce nel vuoto (cm s^{-1}). Quando la cavità è vuota ($\alpha = 0$), il tempo di decadimento τ dipende esclusivamente dalla riflessività degli specchi e dalla lunghezza del percorso ottico L , in accordo alla seguente equazione:

$$\tau = \frac{L}{c[(1-R)]} \quad (3.7)$$

In presenza di un gas assorbente, occorre aggiungere al denominatore il contributo dovuto alla quota di energia che è stata assorbita (riducendo il tempo di decadimento osservato):

$$\tau_0 = \frac{L}{c[(1 - R) + \alpha L]} \quad (3.8)$$

Infine, indicando con $\Delta\tau = \tau - \tau_0$ la differenza tra i due tempi di decadimento, è possibile ricavare il coefficiente di assorbimento α per la specifica lunghezza d'onda (λ) utilizzata:

$$\alpha(\lambda) = \frac{L}{c} \left(\frac{1}{\tau(\lambda)} - \frac{1}{\tau_0(\lambda)} \right) \quad (3.9)$$

Dall'equazione 3.9 si può comprendere immediatamente quale sia il principale punto di forza di questa tecnologia: l'assorbimento calcolato in tal modo non dipende dall'intensità del segnale, ma soltanto dalla lunghezza del percorso ottico totale e dalla riflessività degli specchi (che rappresenta allo stesso tempo il principale limite nella commercializzazione dei sensori CRDS, a causa degli alti costi di realizzazione).

Sebbene la tecnologia CRDS, a seguito di quanto appena detto, offra un'elevata sensibilità di rilevamento, presenta limitazioni come una scarsa anti-interferenza e richiede notevoli prestazioni per le componenti elettroniche (He et al., 2021; Maity et al., 2017; Baer et al., 2002).

A ciò devono aggiungersi ostacoli di carattere operativo: anche se estremamente sensibili, questi sensori sono spesso troppo pesanti ed energivori per consentirne un montaggio su drone. Sono state recentemente realizzate versioni più leggere (<4 kg) e a basso consumo energetico (<30 W), che puntano a rendere questa tecnologia accessibile anche per droni di piccole dimensioni (Martinez et al., 2020).

3.3.1.3 Off-Axis Integrated Cavity Output Spectrometer (OA-ICOS)

Rappresenta una tecnologia avanzata di spettroscopia che deriva dalla tecnologia CRDS, ma a differenza di quest'ultima non confronta il tempo di decadimento per fornire il dato di concentrazione.

Questi sensori, infatti, misurano direttamente l'intensità del segnale in entrata e in uscita, semplificando l'elaborazione e offrendo una risposta lineare su un'ampia gamma dinamica di composti target.

Il confronto fra le due intensità può essere espresso attraverso la seguente equazione, che definisce la differenza di intensità ΔI durante una misurazione CRDS (He et al., 2021):

$$\Delta I = \frac{R[1 - \exp(-\alpha(\nu)CL)]}{1 - R \exp(-\alpha(\nu)CL)} I \approx \frac{\alpha(\nu)CRL}{1 - R} I \quad (3.10)$$

dove R è il coefficiente di riflessione degli specchi (-), $\alpha(\nu)$ rappresenta il coefficiente di assorbimento in funzione della frequenza ν (cm^{-1}), C è la concentrazione del gas espressa in termini di frazione molare e infine L è la lunghezza totale del percorso ottico (cm).

Come si può osservare nell'equazione 3.10, l'assorbimento è funzione della variazione di intensità ΔI , pertanto è possibile ricavare la concentrazione del gas misurando intensità in ingresso e in uscita dalla cavità ottica.

L'allineamento fuori asse consiste nel fornire un impulso laser che non è perpendicolare alla sezione di ingresso, ma inclinato di un certo angolo che dipende dalle caratteristiche progettuali del sensore. Questo accorgimento migliora la media del segnale in uscita dalla cavità e fornisce un maggiore rapporto segnale-rumore. Inoltre, permette di eliminare una fonte di rumore causata dalla radiazione di ritorno all'interno della cavità (Shon et al., 2016; Dyroff, 2011).

La tecnologia OA-ICOS non richiede un allineamento ottico eccessivamente preciso ed è meno sensibile sia all'allineamento dei componenti ottici che a variazioni di temperatura e pressione, consentendo l'utilizzo di componenti più semplici e meno costose (He et al., 2021; Arslanov et al., 2011; Tan et al., 2010; Parameswaran et al., 2009).

Un esempio di questi sensori è il GLA133-GPC di ABB Inc., recentemente sviluppato e disponibile in commercio per misurazioni in situ di CH_4 e CO_2 . È relativamente leggero (2,5 kg) ed è stato utilizzato a bordo di un drone per quantificare le emissioni di CH_4 da una discarica per rifiuti solidi in Inghilterra (Yong et al., 2024).

3.3.1.4 Quantum-Cascade Laser Absorption Spectrometer (QCLAS)

Il laser a cascata quantica rappresenta una delle più interessanti realizzazioni pratiche nel campo delle nanotecnologie, che comprende particolari tecniche di ingegnerizzazione dei materiali in grado di sovrapporre sottilissimi strati di componenti semiconduttori tramite epitassia a fascio molecolare (Molecular-Beam Epitaxy, MBE) (Agraval et al., 2024; Irvine, 2024), fino ad ottenere spessori paragonabili a dimensioni di una singola molecola (circa 0,25nm) (Vitiello et al., 2015; Jirauschek & Kubis, 2014).

Questa particolarità conferisce alla tecnologia QCLAS delle caratteristiche che la rendono sostanzialmente diversa dalle sorgenti basate su diodo laser: i fotoni non vengono emessi infatti attraverso il meccanismo ricombinazione-lacuna, ma mediante “*cadute*” in serie di un elettrone da un livello energetico superiore ad uno inferiore (da cui il nome “*cascata quantica*”).

Un sensore QCLAS è costituito da finissimi strati semiconduttori disposti in sequenza e gli elettroni vengono fatti passare attraverso questi strati (zona attiva). Ad ogni passaggio corrisponde una caduta dell’elettrone con rilascio di energia sottoforma di un fotone: la lunghezza d’onda della radiazione dipende dal gap energetico tra i due livelli. Un iniettore fornisce continuamente elettroni al sistema e rimuove quelli caduti al livello inferiore. Il livello dell’iniettore assicura il trasporto di elettroni e l’iniezione nel livello laser superiore del periodo successivo. In Figura 3.9 è schematizzato il principio di funzionamento per questa tipologia di sensore.

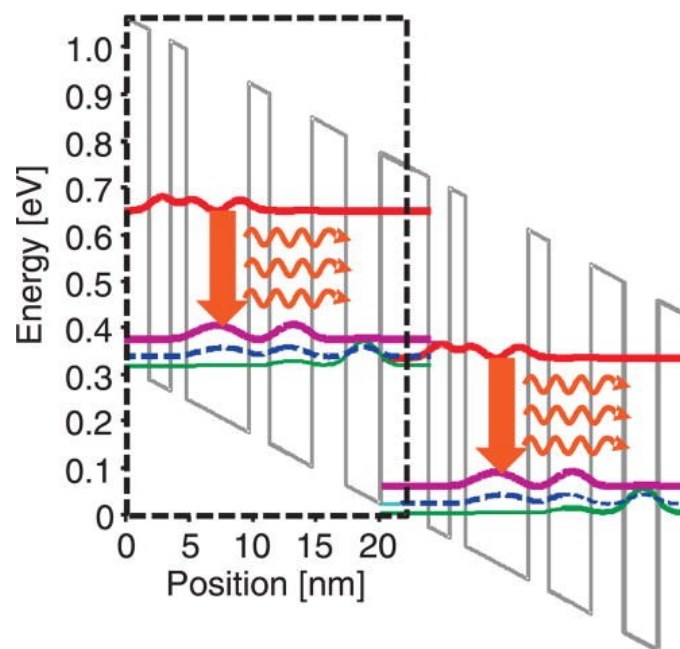


Figura 3.9 Principio di funzionamento tecnologia QCLAS. Le linee rosse e viola indicano rispettivamente il livello energetico superiore e inferiore. La freccia rivolta verso il basso indica la caduta dell’elettrone con cessione di energia a specifica lunghezza d’onda (linee ondulate). La linea tratteggiata evidenzia la densità di probabilità del livello di spopolamento per gli elettroni caduti, mentre la l’iniettore è rappresentato dalla linea verde e garantisce flusso e rimozione degli elettroni al livello energetico inferiore. (Fonte: Jirauschek & Kubis, 2014).

Il raggio laser ottenuto è indirizzato verso una cavità ottica e l'analisi del campione segue i medesimi meccanismi di un approccio CRDS.

Trattandosi di componenti leggere e abbastanza compatte, diversi autori hanno realizzato versioni di questo sensore equipaggiabili su piattaforma UAV (Graf et al., 2021; Tuzson et al., 2020): il peso dello strumento (circa 2.1 kg incluse le batterie) e il ridotto consumo energetico (18 W), rendono questo sensore ideale per applicazioni di monitoraggio aereo. La precisione della misura, valutata in termini di deviazione standard (1σ) in condizioni controllate su tempi medi di 1 e 100 s, è risultata rispettivamente pari a 1,1 ppb e 0,1 ppb. Ulteriori test a rilascio controllato hanno confermato le potenzialità di questo sensore nel rilevare piccole e improvvise variazioni delle concentrazioni di CH_4 in atmosfera con una frequenza ottimale di acquisizione pari a 1 Hz (Morales et al., 2022).

3.3.1.5 Non-Dispersive InfraRed sensor (NDIR)

Negli ultimi anni, la tecnologia NDIR ha suscitato un notevole interesse per la stabilità e selettività che i sensori basati su questa tecnologia riescono a fornire (Majhi et al., 2021). Con la tendenza alla miniaturizzazione dei sistemi di rilevamento, molte ricerche si sono concentrate sulla riduzione in volume e soprattutto in peso dei sensori NDIR (Wastine et al., 2022; Livingood et al., 2021; Tan et al., 2020).

Si tratta di analizzatori ottici composti da una lampada a infrarossi (IR) a banda larga, una camera di campionamento, un filtro ottico a banda stretta e un rilevatore IR. Il principio di funzionamento si basa sull'assorbimento di lunghezze d'onda specifiche nella banda IR da parte del gas target. La differenza tra la quantità di luce emessa dalla lampada e la luce ricevuta dal rilevatore è proporzionale alla concentrazione del gas target presente nella camera di campionamento.

Il filtro ottico è progettato per filtrare le lunghezze d'onda che sono differenti da quella di picco per il gas target. L'utilizzo di materiali nanofotonici sono stati recentemente testati per eliminare la necessità di filtri a banda stretta (Livingood et al., 2021), ma la lunghezza del percorso ottico ottimale per il funzionamento richiede volumi notevoli e poco pratici. Un modello di camera a gas ottica a gradini è stata recentemente progettata proprio allo scopo di limitarne l'ingombro, con risultati promettenti (Shi et al., 2024).

L'accuratezza di questi sensori è mediamente di circa 30 ppm +3 % della lettura per il CH_4 (Dinh et al., 2016) e per questa ragione sono risultati poco adatti per il monitoraggio di questo gas, a causa di un basso coefficiente di assorbimento e dell'alta interferenza con altri idrocarburi (Burgués e Marco, 2023).

Shah et al. (2019a) hanno testato un sensore NDIR a bordo di un drone per quantificare le emissioni di CH₄ in alcuni test a rilascio controllato, ma non è stato possibile rilevare tassi inferiori a 10 g s⁻¹ a causa di un cattivo rapporto segnale-rumore. Sono presenti, tuttavia, esperienze condotte in discarica utilizzando questa tecnologia per quantificare il tasso di emissione dal sito (Allen et al., 2019; 2018; 2014).

3.3.1.6 Considerazioni sulle prestazioni dei sensori CP

Le principali specifiche tecniche dei sensori CP che contribuiscono a definire il possibile campo d'applicazione in materia di monitoraggio delle emissioni di CH₄ comprendono il range di misura, la risoluzione e la frequenza di acquisizione.

Un ridotto range di misura non è adatto per misurazioni effettuate in prossimità del punto di emissione, perché il sensore rischia di raggiungere rapidamente il limite di saturazione. Tuttavia, a distanze sufficienti per garantire una buona miscelazione del pennacchio, non è necessario disporre di notevoli limiti superiori: a seguito della dispersione in atmosfera dovuta al trasporto turbolento e dei processi di diffusione, la presenza del pennacchio sarà apprezzabile solo per modesti incrementi sopra il fondo ambientale (nell'ordine di alcune centinaia di ppb o talvolta inferiore).

Per le stesse ragioni, la risoluzione influisce sulla distanza e sull'altezza massima entro le quali il sensore è in grado di rilevare l'emissione: basse risoluzioni (ritenute tali in 1 ppm) potrebbero catturare in maniera efficace il pennacchio entro pochi di metri dalla sorgente a quote prossime a quelle di rilascio, ma per distanze superiori la precisione e l'affidabilità della misura tenderebbero a peggiorare.

È complesso stabilire altezze e distanze operative perché queste dipendono non soltanto dalle specifiche tecniche del sensore, ma anche dalle condizioni ambientali e del campo al momento del rilievo (stabilità atmosferica, velocità e direzione del vento, rugosità della superficie, orografia, presenza di ostacoli tra il sensore e la sorgente, altezza di rilascio, pressione e temperatura atmosferica, umidità).

Ravikumar et al. (2019) hanno quindi preferito esprimere e analizzare questo aspetto in termini di probabilità di rilevamento e quantificazione della perdita in alcuni test a rilascio controllato, senza tuttavia estrapolare una correlazione con la distanza o con i principali parametri meteorologici al momento della misurazione: è emerso come il principale aspetto da migliorare non riguardi tanto la sensibilità dei sensori, quanto l'efficacia degli algoritmi di quantificazione esistenti.

Invero, la frequenza di acquisizione assume un ruolo cruciale, poiché determina per i vari algoritmi l'affidabilità e l'accuratezza del processo di interpolazione: maggiore sarà la densità spazio-temporale dei dati raccolti, migliore sarà l'adattamento del modello con la realtà.

Bisogna infatti considerare che i metodi UAV-based per il monitoraggio delle emissioni di CH₄ si configurano come approcci dinamici e non statici, dal momento che raccolgono misure istantanee nello spazio.

Ciò implica che per tali metodi è più complesso (se non addirittura impossibile) ricostruire un profilo medio del pennacchio rispetto agli approcci basati su misurazioni in punti fissi. Il modello di interpolazione per dati misurati da un sensore CP deve quindi affrontare una sfida importante, ovvero interpretare le fluttuazioni del pennacchio a partire da dati sparsi in istanti e in punti differenti per stimare il tasso di emissione di CH₄.

Una possibile forma di ottimizzazione per questi sensori (e per tutte le tipologie puntuali in generale) è rappresentata dall'utilizzo simultaneo di più droni, che possono operare con schemi di volo predefiniti e raccogliere più misure riferite allo stesso istante ma collocate in punti differenti nello spazio.

Esperienze in tal senso sono state recentemente condotte per stimare le emissioni di CO₂ da una centrale elettrica a carbone utilizzando una flotta costituita da quattro piccoli droni (Zhao et al., 2024), mentre una flotta di tre droni è stata impiegata per stimare le emissioni di CO₂ dal super vulcano Valles Caldera in New Mexico (Eriksen et al., 2022).

In entrambi i casi, i risultati sono stati incoraggianti e hanno evidenziato il potenziale del campionamento simultaneo all'interno di un pennacchio (limite già osservato e discusso in Vinković et al., 2023). I principali aspetti da migliorare sono risultati la calibrazione del sensore e l'incertezza delle misure di vento.

Le tecnologie CP necessitano di calibrazioni periodiche e accurate per garantire il rispetto di determinati valori di temperatura, pressione e umidità relativa all'interno della camera (Martinez et al., 2020; Pitt et al., 2016; Saha et al., 2014). Queste calibrazioni sono spesso effettuate solo in laboratorio e in condizioni statiche, senza considerare il comportamento dello strumento quando la misura è effettuata in campo aperto. Di conseguenza, il risultato può essere compromesso a causa di tale distorsione (Wang et al., 2023; Rodjeqdrd et al., 2020) e aumentare l'incertezza totale (Martinez et al., 2020; Lovitt et al., 2018; Schuyler & Guzman, 2017).

Parametri come la pressione e la temperatura possono alterare sia l'assorbimento spettrale che l'intensità del segnale in uscita (Kissas et al., 2022; Martinez et al., 2020; Xu et al.,

2014). Inoltre, le dilatazioni termiche rischiano di deformare gli specchi all'interno della cavità ottica (Martinez et al., 2020; McHale et al., 2016). Per evitare o correggere questi effetti sulla misura, la pressione e la temperatura dovrebbero essere monitorati in campo in tempo reale (Laubach et al., 2013, Mappé et al., 2013) oppure stabilizzate su un volume tampone prima del campionamento (Harper et al., 1999).

L'umidità può influenzare la misura attraverso tre meccanismi principali: interazione tra le molecole di H_2O e CH_4 con conseguente allargamento del picco lorentziano nel profilo di riga del CH_4 ; assorbimento delle molecole di H_2O nella banda IR tale da sovrapporsi o interferire con quello del CH_4 ; fenomeni di diluizione del contaminante causate da piccole variazioni nelle frazioni molari di acqua presente.

Differenti soluzioni sono state proposte per contenere gli effetti dell'umidità sulla misura di concentrazione ottenuta da analizzatori ottici a percorso chiuso:

- analizzare il campione in uno stretto intervallo di lunghezze d'onda, lontano da picchi di assorbimento per il vapor acqueo (Berezin et al., 2007; Iseki, 2004);
- deumidificare il campione prima della misurazione (Sonderfeld et al., 2017; Chang et al., 2016). Alcuni svantaggi limitano le potenzialità di tale soluzione, tra cui alti costi e complessità di componenti hardware e software aggiuntive (Rella et al., 2013);
- applicare un fattore di correzione empirico utilizzando degli standard di calibrazione presenti in letteratura. Ad esempio, sono state elaborati fattori di correzione quadratici a due (Rella et al., 2013) e tre parametri (O'Shea et al., 2013). Possono essere ricavati da test preliminari in campo condotti nelle stesse condizioni di umidità previste per il campionamento. I parametri di correzione dovrebbero essere verificati regolarmente per escludere fenomeni di deriva del sensore.

3.3.2 Sensori a percorso aperto (OP)

I sensori a percorso aperto si differenziano dai precedenti perché il laser non viene emesso all'interno di una camera controllata, ma in atmosfera libera. La prima conseguenza è che la misura non è condotta propriamente su un campione, quanto su un flusso che attraversa il percorso ottico durante la fase di rilevamento. Questo aspetto complica la definizione di concentrazione perché non è più riferibile ad un volumetto d'aria definito, ma ad una sequenza continua di campioni che si susseguono durante la misura.

La seconda conseguenza è che le concentrazioni di CH_4 , essendo quantificate in atmosfera libera, dipendono dalla velocità del vento (in accordo alle leggi che descrivono il trasporto

advettivo-diffusivo di un gas in un mezzo fluido) e ai parametri di temperatura e pressione (in accordo alle leggi che regolano il comportamento dei gas ideali e reali).

Per tali ragioni questi sensori sono solitamente meno accurati dei corrispondenti modelli a percorso chiuso, ma risultano più veloci e leggeri con tempi di risposta inferiori (Fosco et al., 2024; Smith et al., 2017).

Questi sensori si configurano talvolta come una variante della corrispondente tecnologia a percorso chiuso e ne conservano pertanto il principio di funzionamento; la distanza che possono coprire dipende dalla potenza emessa.

In altri casi si tratta invece di strumentazioni troppo pesanti per essere equipaggiate su un drone, dando luogo ad un approccio misto UAV/Ground-Based: il sensore si trova a terra e rappresenta sia la sorgente che il ricevitore, mentre il drone funge da elemento riflettente mobile che indirizza il raggio al sensore a terra per essere analizzato.

Il principale vantaggio di queste tecnologie risiede nella possibilità di effettuare la misura a distanza dalla fonte di emissione, contrariamente ai sensori CP che devono campionare all'interno del pennacchio perché sia possibile localizzare e quantificare la perdita: questo aspetto consente di effettuare le operazioni in sicurezza per gli operatori ed ha contribuito alla diffusione e commercializzazione di molti sistemi fissi e mobili ground-based.

Il continuo sviluppo tecnologico sta rendendo tali sensori sempre più leggeri e compatti, favorendone l'implementazione a bordo di piattaforme UAV per il monitoraggio del CH₄.

3.3.2.1 *Open-Path Tunable Diode Laser Absorption Spectrometer (OP-TDLAS)*

Si tratta di una tecnologia ampiamente diffusa nel monitoraggio delle emissioni fugitive di CH₄ per differenti tipologie di impianto, soprattutto attinenti al settore Oil & Gas (Liu et al., 2023b; Zhang et al., 2023; Burgués e Marco, 2023).

Il principio di funzionamento è mostrato in Figura 3.10: il sensore indirizza il raggio verso una superficie riflettente e analizza la radiazione di ritorno, misurando una concentrazione integrata sul percorso ottico (espressa in ppm.m). Dal momento che le molecole di CH₄ assorbono anche durante la fase di ritorno, questi strumenti sono calibrati per considerare il doppio assorbimento: per tale ragione la lunghezza del percorso ottico si riferisce alla distanza netta tra il sensore e la superficie riflettente.

Ciò premesso, si ritiene utile fornire alcuni chiarimenti sul significato fisico dell'unità di misura *ppm-m* e sulle possibili interpretazioni osservate in letteratura. Poiché il sensore correla l'assorbanza alla concentrazione di CH₄ sull'intero percorso ottico, non è possibile conoscere o dedurre la distribuzione spaziale delle molecole sulla base di una sola misura.

Esistono algoritmi di ray-tracing o de-convoluzione che ricostruiscono il pennacchio, ma richiedono solitamente un minimo di tre percorsi ottici per poter essere risolti (Golston et al., 2018; Amanatides & Woo, 1987). In altre parole, da una singola misura si può rilevare e quantificare la presenza di CH₄, ma non si può localizzare il pennacchio né comprendere se la concentrazione misurata è il risultato di una singola perdita o se siano stati intercettati più pennacchi contemporaneamente.

Ciò nonostante, diversi autori (Wang et al., 2024; Corbett & Smith, 2022; Barchyn et al., 2019; Oberle et al., 2019; Nathan et al., 2015; Andreussi, 2014) assumono costante la concentrazione di CH₄ per unità di lunghezza del percorso ottico. Sotto queste ipotesi, la regione di diffusione del gas può essere discretizzata secondo una griglia a celle regolari e la concentrazione integrata su un generico percorso ottico è esprimibile con la seguente equazione (Wang et al., 2024):

$$y_i = \sum_{j=1}^N l_{ij} \cdot x_j \quad (3.11)$$

dove y_i è la concentrazione integrata sul percorso i-esimo (g m^{-2}), l_{ij} è la lunghezza della cella j-esima (m), mentre x_j indica la concentrazione media nella cella j-esima (g m^{-3}).

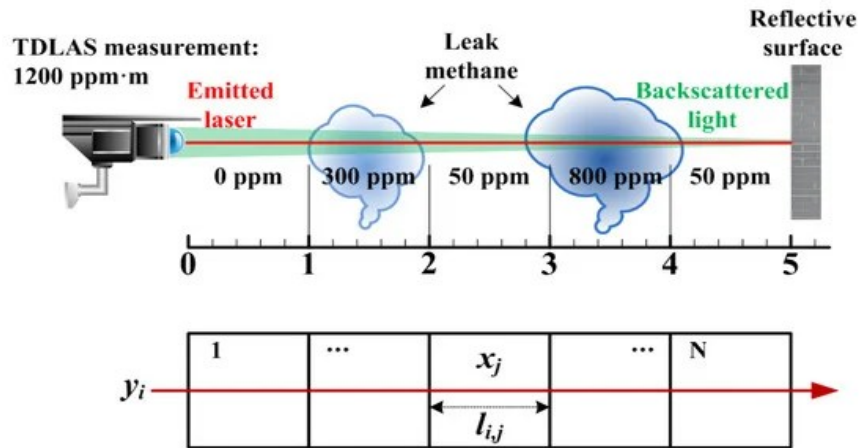


Figura 3.10 Principio di funzionamento tecnologia OP-TDLAS. Nell'esempio mostrato, il sensore punta il laser verso una superficie riflettente posta a 5 m di distanza. La misura fornita dallo strumento sarà pari alla somma delle concentrazioni per unità di lunghezza del percorso ottico (misurate da sinistra verso destra): $(0 \text{ ppm} \times 0 \text{ m}) + (300 \text{ ppm} \times 1 \text{ m}) + (50 \text{ ppm} \times 1 \text{ m}) + (800 \text{ ppm} \times 1 \text{ m}) + (50 \text{ ppm} \times 1 \text{ m}) = 1200 \text{ ppm-m}$. Fonte: Wang et al. (2024).

Trattandosi di sensori piuttosto leggeri e compatti, l'implementazione a bordo di un drone non presenta particolari problematiche e ciò ha contribuito allo sviluppo di versioni ideate appositamente per essere equipaggiate su piccole piattaforme UAV.

Lo strumento è spesso orientato in posizione nadirale rispetto al suolo e la lunghezza del percorso ottico varia sia in funzione del profilo altimetrico che delle quote a cui si trovano le varie superfici riflettenti intercettate (Neumann et al., 2019; Golston et al., 2018; Yang et al., 2018; Emran et al., 2017) (Figura 3.11).

Alcune versioni sperimentali adottano percorsi ottici di lunghezza costante, montando il sensore sull'ala di un drone ad ala fissa e indirizzando il laser verso un pannello riflettente posizionato su quella opposta (Barchyn et al., 2019; 2017): in questo modo le misure sono state effettuate con un percorso ottico pari alla copertura alare (circa 2 m) (Figura 3.12).

Altri autori (Corbett & Smith, 2022; Smith et al., 2017) basano invece le misurazioni su un sensore miniaturizzato sviluppato in origine dalla NASA per il Mars Curiosity Rover, noto come "Open Path Laser Spectrometer" (OPLS) (Figura 3.13).

Il sensore, adattato da SeekOps Inc. per applicazioni civili, utilizza un percorso ottico di appena 10 cm ed è caratterizzato da elevata sensibilità (10 ppb) e accuratezza ($\pm 1\%$) ed è stato in grado di intercettare un pennacchio di emissione fino a 200 m sottovento rispetto alla sorgente (Smith et al., 2017).

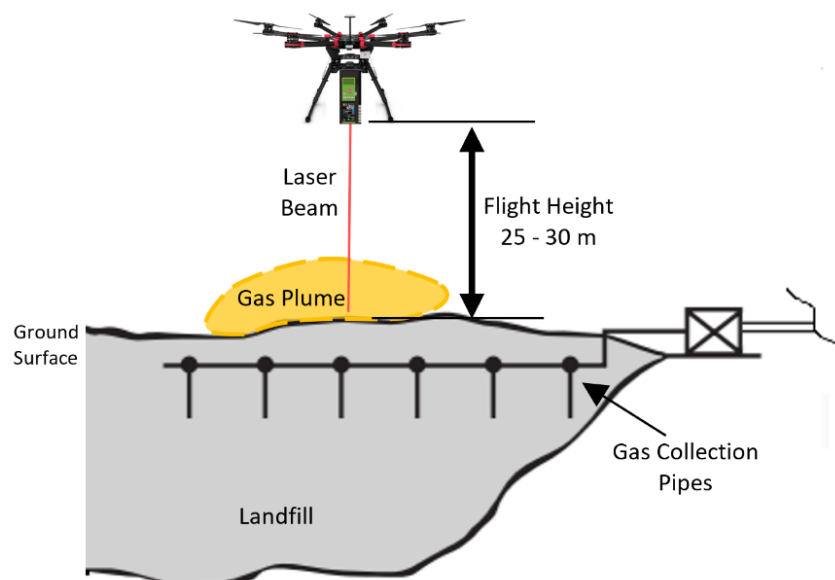


Figura 3.11 Sensore OP-TDLAS con orientamento nadirale rispetto al suolo. Esempio di applicazione al monitoraggio delle emissioni di CH_4 in discarica. Fonte: *Emran et al. (2017)*.



Figura 3.12 Sistema UAV con sensore OP-TDLAS a percorso ottico fisso: sull'ala di destra è montato il sensore, mentre sull'ala sinistra è utilizzato un nastro riflettente che indirizza nuovamente il raggio verso il sensore per la lettura e analisi del segnale. Il percorso ottico è lungo circa 2 m ed è costante durante il rilievo in campo. Fonte: *Barchyn et al. (2019)*.



Figura 3.13 Sensore OP-TDLAS a percorso ottico fisso prodotto da SeekOps. Sistema UAV completo (a sinistra). Particolare del sensore (a destra). Fonte: www.seekops.com

3.3.2.2 *Open-Path Dual Comb Spectroscopy (OP-DCS)*

La spettroscopia a doppio pettine a percorso aperto (OP-DCS) è una tecnica emergente che può analizzare percorsi ottici con lunghezze di alcuni km, circa dieci volte superiore alla portata dei comuni sensori OP-TDLAS.

Questa tecnologia consente un'elevata copertura spettrale (diverse centinaia di lunghezze d'onda) ed è sempre più testata per il monitoraggio di gas serra (Mead et al., 2023; Cossel et al., 2023; Coddington et al., 2016; Giorgetta et al., 2015; Zhu et al., 2015).

Il principio di funzionamento si basa sull'utilizzo simultaneo di due sorgenti che emettono una serie di linee spettrali ben risolte e coerenti in fase (denti), con frequenze leggermente diverse: i corrispondenti pettini di frequenza vengono combinati per generare un segnale

eterodino (segnale elettrico ottenuto mediante la combinazione di due segnali a frequenze diverse), che contiene le informazioni spettrali di interesse (Figura 3.14 a).

Queste informazioni possono essere ricavate con un approccio asimmetrico o simmetrico (Figura 3.14 b). Nel primo caso, un pettine attraversa il campione e viene successivamente fatto interferire con l'altro per ottenere il segnale eterodino. Nel secondo caso, il campione è attraversato da entrambi i pettini di frequenza e il segnale eterodino è estrapolato a valle. L'approccio asimmetrico misura sia la risposta di fase che l'ampiezza del segnale; quello simmetrico fornisce solo l'assorbimento del campione ma risulta decisamente più robusto in condizioni turbolente (Coddington et al., 2016).

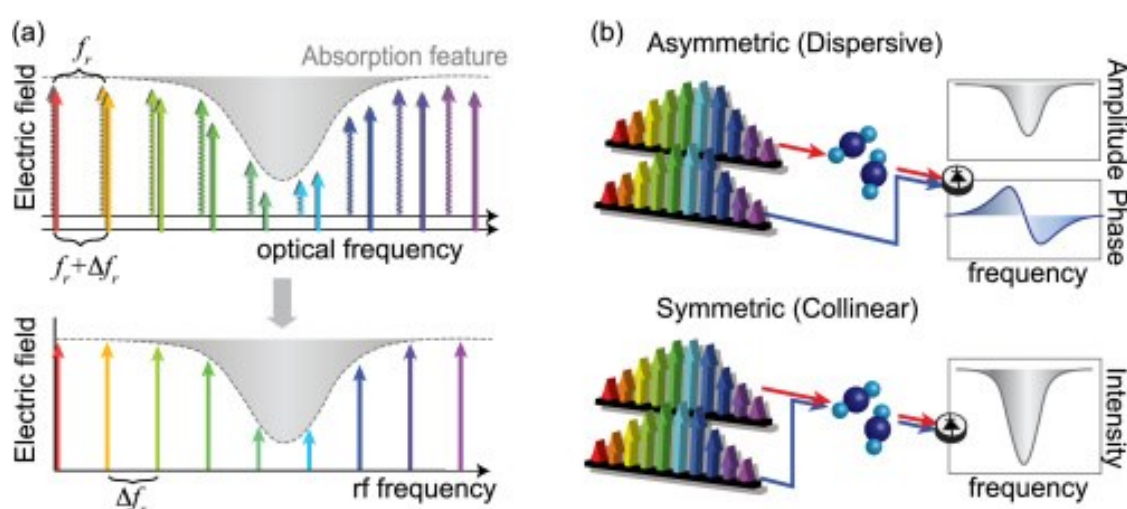


Figura 3.14 Schema concettuale sensore DCS. (a) Pettini di frequenza sfalsati (sopra) e segnale eterodino ottenuto dalla loro combinazione (sotto). (b) Approccio asimmetrico e simmetrico per l'estrapolazione dei dati di interesse dal segnale eterodino. (Fonte: Coddington et al., 2016).

La complessità e l'elevato numero di componenti che caratterizza questa tecnologia rende difficoltoso il loro equipaggiamento a bordo di piattaforme UAV. Tuttavia, si osservano in letteratura alcune esperienze condotte sincronizzando un sensore DCS fisso a terra con un piccolo drone dotato di schermo riflettente (Cossel et al., 2023; Cossel et al., 2017). È opinione dell'autore che approcci di questo tipo (basati anche su tecnologie simili come il differential absorption lidar, DIAL) rappresenteranno nel breve termine un concreto ed efficace strumento per monitorare le emissioni di gas serra sia a livello di sito che su scala regionale, grazie a vari vantaggi metodologici: elevata risoluzione spaziale e temporale, rapidità di scansione nelle direzioni orizzontale e verticale, copertura di diversi km.

Gli attuali fattori limitanti sono di carattere economico (costo dei componenti, consumo di energia) ed operativi (presenza di ostacoli tra drone e sensore a terra, necessità di strade o tracciati percorribili dal veicolo che trasporta la strumentazione).

3.3.2.3 Considerazioni sulle prestazioni dei sensori OP

Ai principali parametri che governano la qualità della misura nei sensori a percorso chiuso (umidità relativa, temperatura, pressione), si aggiungono gli effetti del vento sul percorso ottico e l'impossibilità nella definizione di un campione vero e proprio durante la misura. Un dato di concentrazione ottenuto da misurazioni in atmosfera libera è sempre correlato alla velocità del vento, secondo una legge di proporzionalità inversa che vari autori hanno confermato in campo (Corbett et al., 2022) e cercato di standardizzare mediante relazioni semi-empiriche (Golston et al., 2018; Lando et al., 2017).

Ciò implica che ad una stessa quantità di CH₄ presente in atmosfera corrispondono diversi valori di concentrazione, a seconda della velocità del vento in quel preciso punto e istante. Se poi si considera che un sensore OP restituisce una concentrazione integrata (ovvero la quantità totale di CH₄ sul percorso ottico analizzato) e che il campo di vento non è costante nelle tre direzioni dello spazio, si può comprendere come i metodi di quantificazione delle emissioni basati su questa tecnologia richiedano un approccio metodologico radicalmente diverso rispetto a quello puntuale.

Alcuni autori hanno cercato tuttavia di ricondurre misure OP ad una scansione puntuale, utilizzando sensori OP a percorso costante a bordo di un drone. In particolare, Barchyn et al. (2019) hanno montato un sensore OP-TDLAS sull'ala di un drone ad ala fissa e puntato il raggio verso un pannello riflettente montato sull'ala opposta: in questo modo il rilievo consiste in misure discrete lungo la traiettoria di volo su un percorso ottico fisso di 2 m. La probabilità di rilevamento ottenuta da alcuni test a rilascio controllato non è stata però soddisfacente, risultando in media pari al 21% per distanze inferiori a 750 m dal punto di emissione.

È interessante osservare come questa sia migliorata con la distanza, fino a raggiungere il picco (40%) a circa 2 km sottovento rispetto alla sorgente (con voli effettuati a 40-50 m AGL) e peggiorata per distanze maggiori.

Tale aspetto evidenzia un'importante limitazione associata agli approcci dinamici per il monitoraggio delle emissioni, basate su misurazioni discrete delle concentrazioni di CH₄ (puntuali o lineari).

Per misura discreta lineare si intende una misura effettuata da drone equipaggiato con un sensore a percorso aperto e lunghezza del percorso ottico costante, tale che l'orientamento del percorso ottico risulti ortogonale alla direzione del vento (rendendo di fatto la misura puntuale) oppure longitudinale ma di lunghezza trascurabile rispetto a quella percorsa dal drone durante il rilievo.

Come già sottolineato da numerosi studi (Allen et al., 2019; Barchyn et al., 2019; Weller et al., 2018; Yacovitch et al., 2018; Von Fischer et al., 2017; Smith et al., 2017; Nathan et al., 2015), i pennacchi scansionati a distanza ravvicinata rispetto alla sorgente e in tempi inferiori al minuto spesso non mostrano una distribuzione gaussiana delle concentrazioni (che deriva da osservazioni mediate nel tempo nell'ordine di 15-30 minuti).

Dal momento che le variazioni del vento (in velocità e direzione) a questa scala temporale sono molto frequenti, il pennacchio istantaneo tende a subire notevoli fluttuazioni durante la misura via drone e pertanto può risultare formalmente diverso dall'ipotesi gaussiana. Ciò implica che laddove il modello gaussiano prevede la presenza di CH₄ sopra il fondo ambientale, il drone potrebbe restituire un riscontro negativo perché nel preciso istante in cui è stata effettuata la misura questo potrebbe essersi portato a quote maggiori o inferiori a causa della turbolenza atmosferica.

Aumentando la distanza dalla sorgente, il pennacchio tende a incrementare la sua sezione trasversale e con essa aumenta anche la probabilità di intercettare l'emissione attraverso delle misure discrete a sufficiente risoluzione spaziale.

In prossimità della sorgente il pennacchio non è ancora ben miscelato e si caratterizza per pochi picchi elevati di concentrazione sparsi nel dominio spazio-tempo: è lecito ritenere che per questa ragione la probabilità di rilevamento di un simile approccio sia fortemente limitata a brevi distanze dalla fonte di emissione, poiché la velocità critica degli attuali droni ad ala fissa e la frequenza di acquisizione dei sensori puntuali (1-2 Hz) non consente di svolgere il rilievo con un adeguata risoluzione spaziale.

La scarsa probabilità media di rilevamento (21%) osservata in Barchyn et al. (2019) può quindi essere ripartita tra sei contributi principali, che in maniera diretta o indiretta sono riconducibili alla risoluzione spaziale del metodo:

- **La distanza dalla sorgente:** i test sono stati condotti a distanze comprese tra 750 m e 2500 m circa. Aumentando la distanza, il pennacchio è soggetto a miscelazione con aria pulita e le concentrazioni diminuiscono. Ciò rende più difficile cogliere aumenti di CH₄ sopra il fondo, in funzione della sensibilità e della frequenza di acquisizione

del sensore. Esiste, in tal senso, una regione dello spazio rispetto al punto di emissione che rappresenta la porzione d'atmosfera con la più alta probabilità di rilevamento. La sua definizione dipende della distanza sottovento rispetto alla fonte emissiva e della risoluzione spaziale che il sistema UAV e il sensore sono in grado di fornire in campo.

- **La velocità di crociera del drone:** per evitare fenomeni di stallo, i droni ad ala fissa non possono scendere al di sotto di una velocità critica. In questo studio la velocità del drone è stata compresa tra 15 e 20 m s⁻¹, rappresentando un vincolo alla risoluzione spaziale del rilievo.
- **La frequenza di campionamento:** Il sensore acquisiva dati a 3 Hz. Considerando le velocità di crociera sopra indicate, un singolo volo poteva campionare un punto ogni 5-7 m. Di conseguenza, la risoluzione spaziale è stata limitata e probabilmente non è stata sufficiente per un adeguato rilevamento delle perdite.
- **La quota di volo:** i droni ad ala fissa hanno il vantaggio di coprire ampi spazi in breve tempo, ma per vincoli legati alla sicurezza non possono volare in prossimità del suolo. Questo ha limitato la finestra osservabile per il pennacchio, complicando il rilievo.
- **La velocità del vento.** I risultati migliori sono stati ottenuti con velocità del vento pari a 2.5 m s⁻¹, mentre per valori inferiori o superiori la probabilità di rilevamento è peggiorata sensibilmente. Ciò è coerente con la dinamica della dispersione: quando il vento è di debole intensità, il pennacchio risente delle fluttuazioni turbolente in modo più marcato. Aumentando la velocità del vento, il pennacchio assume profili definiti che ne agevolano l'individuazione. Per ulteriori incrementi di velocità, il pennacchio viene ostacolato nel suo moto ascensionale e non è stato quindi rilevato dal drone (che volava a quote stabilite sulla probabile posizione del pennacchio secondo un modello gaussiano).
- **La stabilità atmosferica:** i test sono stati condotti in condizioni neutre, si può ritenere quindi che la probabilità di rilevamento migliori con la stabilità atmosferica e peggiori in condizioni di instabilità.

Un sensore OP-TLDAS a percorso costante decisamente inferiore (circa 10 cm) è stato ideato per essere montato a bordo di un piccolo drone ad ala rotante (Corbett et al., 2022). La probabilità di rilevamento per questo sensore è stata stimata attraverso 63 test a rilascio controllato di CH₄ eseguiti presso il Methane Emissions Technology Evaluation Center (METEC), una struttura di ricerca finanziata dal Dipartimento dell'Energia a Fort Collins (Colorado): il sensore è stato equipaggiato su un drone ad ala rotante ed ha effettuato voli

entro 150 m sottovento rispetto alla sorgente ad una quota compresa tra 1 e 3 m dal suolo, restituendo una probabilità di rilevamento del 100% (Ravikumar et al., 2019).

La velocità di crociera era compresa tra 1 e 2 m s⁻¹, che associata alla frequenza di 10 Hz del sensore equivale a una risoluzione spaziale di 10-20 cm (contro i 5-7 m di Barchyn et al., 2019).

È difficile stabilire quanto abbia inciso la distanza dalla fonte di emissione sui due metodi; tuttavia, è evidente come i parametri operativi che definiscono la risoluzione spaziale del rilievo (velocità e frequenza di acquisizione) siano determinanti per garantire la migliore probabilità di rilevamento per un metodo di monitoraggio UAV-based.

Per quanto concerne invece i sensori OP a percorso regolabile, le esperienze condotte sono limitate e la probabilità di rilevamento per tali tecnologie rimangono incerte e poco chiare.

Le poche informazioni disponibili derivano da alcuni test a rilascio controllato (Cossel et al., 2023; Soskind et al., 2023; Golston et al., 2018; Yang et al., 2018) e da due esperienze di mappatura delle concentrazioni di CH₄ condotte presso un impianto per il trattamento dei fanghi di depurazione in Inghilterra (Abeywickrama et al., 2023) e una discarica per rifiuti solidi in Canada (Emran et al., 2017).

Tali studi non forniscono indicazioni sulla probabilità di rilevamento dell'algoritmo usato per interpretare i dati misurati da un sensore OP a percorso variabile. In Yang et al. (2018) viene proposta una soglia in termini di asimmetria della distribuzione (0.5) per distinguere le reali perdite (> 0.5) dai falsi rilevamenti (≤ 0.5), suggerendo che il metodo UAV-based testato dagli autori tende ad essere caratterizzato da un'elevata frequenza di falsi positivi. Tecniche tomografiche sono state recentemente utilizzate per ricostruire pennacchi di gas da misure TDLAS a percorso aperto, in alcuni test in laboratorio (Neumann et al., 2019). Sebbene i risultati siano stati incoraggianti, numerosi aspetti limitano l'effettiva efficacia di questi approcci. Le principali sfide riguardano le difficoltà degli algoritmi nel trattare la natura turbolenta del fenomeno dispersivo (Bennetts et al., 2014); un ridotto numero di percorsi ottici durante la misura, raramente superiore a 100 raggi (Verkruysse & Todd, 2005), la geometria del posizionamento che può influenzare la qualità della ricostruzione in base all'orientamento dei percorsi ottici; la complessa definizione dei parametri per gli approcci basati su griglia che rischiano di compromettere la rappresentatività del risultato finale (Neumann, 2019; Hartl et al., 2006).

3.3.3 Metodi di campionamento per il CH₄

Le concentrazioni di CH₄ possono essere misurate mediante quattro approcci differenti, ognuno caratterizzato da vantaggi e limiti che incidono sull'incertezza totale del metodo:

- misura effettuata direttamente a bordo della piattaforma UAV;
- campionamento a bordo del drone e successiva analisi a terra effettuata da un sensore ad alta precisione oppure in laboratorio entro poche ore o giorni;
- utilizzo di un piccolo tubo di aspirazione che collega il drone ad un sensore a terra. Il campionamento avviene in aria, ma l'analisi è condotta a terra in tempo reale;
- sistema costituito da sensore OP a terra e un piccolo drone equipaggiato con pannello o schermo riflettente, che funge da elemento per la retrodiffusione. Può ritenersi una evoluzione del metodo precedente, che evita la presenza di tubi in campo.

La misurazione diretta a bordo di un drone equipaggiato con un sensore CP rappresenta la soluzione ad oggi maggiormente studiata e testata per quantificare emissioni fugitive di CH₄ da diverse tipologie di impianto, mentre le versioni OP sono ancora poco indagate. Questa soluzione garantisce al drone completa libertà di manovra, ma necessita di sensori abbastanza leggeri e compatti: questo può influire negativamente sull'accuratezza e sulla risoluzione spaziale del rilevamento; tuttavia, consente voli più lunghi grazie al minore consumo di batterie. Sul mercato stanno iniziando ad essere disponibili strumenti ad alta precisione con peso inferiore a 5 kg e lo sviluppo tecnologico sta riducendo sempre più tanto il peso quanto l'ingombro dello strumento (Shaw et al., 2021).

Il campionamento a bordo e la successiva analisi con sensori a terra o in laboratorio è una strategia che consente l'utilizzo di analizzatori ad alta precisione, ma si traduce spesso in una bassa risoluzione spaziale (>20 m) anche quando il volo è condotto a velocità modeste (2 m s^{-1}) (Shaw et al., 2021). Se la reattività chimica del CH₄ si può ritenere trascurabile nel tempo che intercorre tra il campionamento e la misurazione, tale approccio consente di analizzare la composizione isotopica e contribuisce a distinguere i contributi derivanti da più fonti di emissione.

L'uso di un drone collegato a un sensore a terra tramite un tubo ha il vantaggio di sfruttare la maggiore accuratezza di sensori troppo pesanti per essere montati a bordo, ma limita il raggio d'azione alla lunghezza del tubo e aggiunge il rischio di attorcigliamenti attorno a possibili ostacoli presenti in campo. In alternativa, il tubo può essere concepito come una

breve estensione del drone senza collegamenti a terra: le concentrazioni di CH₄ possono così essere acquisite al di fuori del volume d'aria influenzato dal downwash delle eliche. In entrambi i casi, è necessario prestare attenzione al ritardo temporale tra campionamento e misurazione per garantire la corretta georeferenziazione dei dati e per tenere conto della miscelazione all'interno del tubo stesso.

L'ultimo approccio di campionamento per il CH₄ consente di effettuare rapidamente delle scansioni in tre dimensioni, sfruttando l'elevata precisione di un sensore OP posto a terra e la manovrabilità del drone in aria. Richiede però che non vi siano ostacoli tra il sensore e il drone; pertanto, la lunghezza del percorso ottico dipende dalla presenza di potenziali ostacoli lungo la linea di scansione. Inoltre, è necessaria spesso la presenza di tracciati o strade percorribili per consentire il posizionamento del sensore OP.

3.3.4 Acquisizione dei dati di vento

La velocità e direzione del vento possono essere misurati direttamente a bordo di un drone ad ala rotante (se equipaggiato con appositi anemometri) oppure a terra mediante stazioni meteorologiche fisse. Nel primo caso, è possibile associare a ciascuna concentrazione di CH₄ misurata i dati di vento corrispondenti all'istante esatto di misurazione a quella quota. Nel secondo caso, i parametri del vento vengono misurati a una sola altezza (solitamente compresa nei primi 10 m AGL) e il profilo verticale è ricostruito con modelli cinematici (Scheutz et al., 2024; Knudsen & De Rossi, 2022) o attraverso la legge logaritmica (Yong et al., 2024; Abichou et al., 2023; Corbett et al., 2022).

Le stazioni meteo a terra potrebbero non fornire un'adeguata risoluzione spaziale e alcuni autori consigliano di misurare i dati di vento a bordo del drone (Scheutz et al., 2024; Allen et al., 2019). Tuttavia, l'accuratezza e la rappresentatività di queste misure costituiscono ad oggi un problema noto e sul quale la comunità scientifica non ha mostrato un consenso generale (Thielicke et al., 2021).

L'affidabilità delle misurazioni di vento a bordo è stata analizzata da diversi autori (Zhu et al., 2024; Gålfalk et al., 2021; Bayley et al., 2020), che hanno evidenziato le potenzialità in termini di rappresentatività del vettore vento. Tuttavia, occorre prestare attenzione alla posizione dell'anemometro sul drone, che deve essere tale da far ricadere le misurazioni all'esterno del volume d'aria influenzato dall'effetto downwashing. In particolare, Bayles et al. (2020) suggeriscono di collocare l'anemometro a bordo del drone sull'estremità di una piccola asta verticale, ad almeno 0,38 m di altezza dal corpo centrale del velivolo.

Scheutz et al. (2024) propongono invece un'estensione in direzione orizzontale, mediante un'asta orizzontale lunga circa un metro. Per preservare l'aerodinamicità del drone, sono state impiegate due aste simmetriche rispetto al corpo centrale: in questo modo è possibile acquisire i dati di vento da due anemometri contemporaneamente, migliorando la qualità del risultato finale.

Un tema abbastanza controverso riguarda l'effettiva rappresentatività del profilo di vento ricostruito sulla base di una legge logaritmica. Alcuni autori (Yong et al., 2024; Abichou et al., 2023) mettono in evidenza le approssimazioni introdotte dalle ipotesi semplificative di un simile approccio, ma ne ritengono tuttavia accettabile l'utilizzo nella pratica.

Zhu et al. (2024), confrontando le velocità del vento misurate a bordo del drone con quelle ricostruite secondo un profilo logaritmico da misurazioni presso una stazione meteo fissa, hanno osservato un buon grado di sovrapposizione tra i due profili verticali (Figura 3.15).

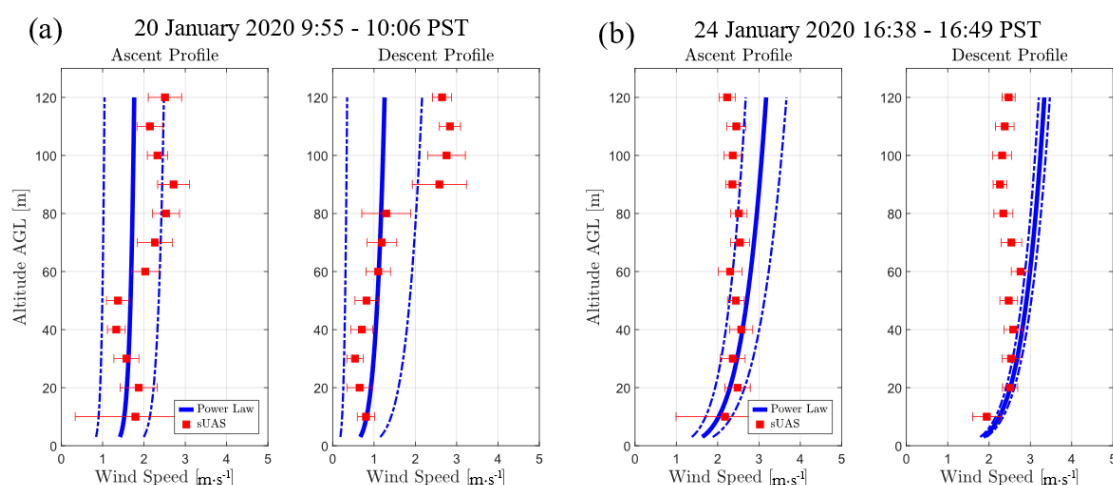


Figura 3.15 Confronto tra profilo di vento ottenuto da misure a bordo del drone (quadrati rossi) e dal profilo logaritmico ricostruito da misure su torre meteorologica (linea blu continua). Le linee tratteggiate indicano l'incertezza del modello, calcolata come 1 deviazione standard sulle misure fornite dalla torre a 11 m AGL. (Fonte: Zhu et al., 2024).

In particolare, il vento è stato misurato sia durante la fase di salita che di discesa del drone da 0 a 120 m AGL. Sia in condizioni di vento variabile (atmosfera instabile, Figura 3.15a) che relativamente costante (atmosfera stabile, Figura 3.15b), i due profili hanno mostrato una migliore sovrapposizione più durante la salita (120 m con vento variabile, 110 m con vento costante) che in fase di discesa (80 m con vento variabile, 60 m con vento costante).

Sono necessari ulteriori studi per comprendere e approfondire le cause di tale divergenza, che potrebbe suggerire i limiti applicativi del modello logaritmico o l'influenza del wind shear quando si intende stimare il vento a bordo di un drone con un approccio cinematico.

3.3.5 Metodi UAV-based per la quantificazione delle emissioni di CH₄

I metodi di quantificazione UAV-based osservati in letteratura si basano su due approcci principali, che prevedono entrambi il campionamento su un piano sottovento rispetto alla fonte emissiva: la modellazione inversa della dispersione (Inverse Dispersion Modelling, IDM) e il bilancio di massa (Mass Balance Approach, MBA). Questi approcci vengono di seguito presentati e discussi, fornendo una panoramica sui principi metodologici e sulle principali forme di ottimizzazione che sono state proposte in letteratura.

La modellazione inversa della dispersione comprende differenti soluzioni metodologiche che combinano misure di concentrazione in campo con modelli di dispersione per risalire al tasso di emissione di una sorgente.

Utilizza frequentemente l'ipotesi gaussiana per l'interpretazione degli incrementi di CH₄ sopra il fondo ambientale, rilevati ad una certa distanza sottovento rispetto alla fonte. Il tasso di emissione Q (g s⁻¹) può essere derivato invertendo l'equazione seguente (Pasquill, 1971; Korbeň et al., 2022):

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi \sigma_y(x) \sigma_z(x) U} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y(x)} \right)^2} * \left[e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z-H}{\sigma_z(x)} \right)^2} + e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z+H}{\sigma_z(x)} \right)^2} \right] \quad (3.12)$$

dove C è la concentrazione del gas target (g m⁻³) stimata in un punto (x, y, z) dalla sorgente posta ad altezza H (m). In particolare, x (m) è la distanza parallela alla direzione del vento, y (m) quella perpendicolare e z (m) rappresenta l'altezza rispetto al suolo (m). Il termine U (m s⁻¹) è la velocità orizzontale media del vento, mentre σ_y e σ_z sono rispettivamente i coefficienti di dispersione nella direzione orizzontale e verticale (m).

Perché i pennacchi istantanei (caratterizzati da fluttuazioni turbolente) si risolvano in una morfologia gaussiana, è necessario un notevole tempo di mediazione (Shaw et al., 2021). Inoltre, questi modelli nascono per essere applicati a distanze maggiori di 100 m dal punto di emissione (Pasquill, 1971). Ne derivano potenziali errori sistematici, complessi nella individuazione e quantificazione, che rischiano di sovrastimare il tasso di emissione reale di un fattore tre o superiore (Yacovitch et al., 2015). Per limitare le distorsioni indotte da questi errori, è consigliato campionare almeno dieci transetti (a più altezze) su un piano

sottovento (Caulton et al., 2018) e fornire il risultato mediato su più voli ripetuti in rapida sequenza (Shaw et al., 2021).

Il principale limite dell'approccio IDM è bene evidente nell'equazione 3.12 ed è dovuto alla dipendenza dei coefficienti di dispersione laterale dalla distanza rispetto alla sorgente, affrontata mediante algoritmi che operano in maniera iterativa fino a quando non risultano soddisfatte condizioni fissate attraverso funzioni di ottimizzazione (Darynova et al., 2023; Olaguer et al., 2022).

Una recente forma di ottimizzazione, detta near-field Gaussian plume inversion (NGI), si prefigge l'ambizioso obiettivo di catturare una morfologia invariante del pennacchio per contenere l'incertezza derivante dalle fluttuazioni turbolente da osservazioni istantanee. L'approccio consiste nel minimizzare lo scarto quadratico medio tra il flusso misurato in campo (q_{mis}) e quello derivato dal modello gaussiano (q_{mod}). Il primo è ottenuto mediante il seguente bilancio di massa (Hollenbeck et al., 2021):

$$q_{mis} = (C - C_b) U(z) \rho \quad (3.13)$$

dove q_{mis} indica il flusso misurato per unità di area ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), C e C_b sono rispettivamente le frazioni molari di CH_4 associate alla fonte emissiva e al fondo ambientale, mentre U è la velocità del vento in funzione della quota z (m s^{-1}). Infine, ρ rappresenta la densità del CH_4 (g m^{-3}). Il flusso specifico simulato dal modello gaussiano è invece calcolato come segue:

$$q_{mod} = \frac{Q}{2\pi \sigma_y(x) \sigma_z(x)} e^{\left[-\frac{(y-y_c)^2}{2\sigma_y(x)^2}\right]} * \left[e^{-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z(x)^2}} + e^{\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z(x)^2}} \right] \quad (3.14)$$

I coefficienti di dispersione trasversale e verticale, che solitamente vengono derivati dalle note relazioni di Pasquill-Gifford (classi di stabilità PG) o dalle varianti Pasquill-Gifford-Turner (classi di stabilità PGT), sono funzioni della distanza sottovento e ciò rappresenta un impedimento al processo iterativo. Per risolverlo, gli autori propongono le sostituzioni seguenti:

$$\tau_y = \frac{\sigma_y(x)}{x} \quad \tau_z = \frac{\sigma_z(x)}{x} \quad (3.15)$$

In tal modo la 3.14 può essere adattata lungo l'asse verticale e riscritta come

$$q_{mis,y} = q_{mis} \frac{\tau_z x \sqrt{2\pi}}{\left[e^{-\frac{(z-h)^2}{2(\tau_z x)^2}} + e^{-\frac{(z+h)^2}{2(\tau_z x)^2}} \right]} \quad (3.16)$$

Il termine τ_z (variabilità spaziale sull'asse z) è ricavato effettuando dei campionamenti in campo, mentre i termini τ_y (variabilità spaziale sull'asse y) e y_c (centro del pennacchio) si ottengono risolvendo contemporaneamente il seguente sistema di equazioni:

$$\tau_y = \sqrt{\frac{\sum_j \left[q_{mis,y_j} \left(\frac{y_j - y_c}{x_j} \right)^2 \right]}{\sum_j (q_{mis,y_j})}} \quad y_c = \frac{\sum_j (q_{mis,y_j})}{\sum_j (q_{mis,y})} \quad (3.17)$$

Una volta note le tre incognite (τ_y , τ_z , y_c), il tasso di emissione è stimato minimizzando lo scarto quadratico medio tra q_{mis} e q_{mod} attraverso un processo iterativo. Affinché questo approccio possa restituire un flusso contenendo l'incertezza entro intervalli ragionevoli, è necessario garantire un'adeguata densità di campionamento in entrambe le direzioni sul piano di misura (Shaw et al., 2021; Shah et al., 2019b).

Per incrementare la densità spaziale del rilievo e ridurre l'incertezza totale della stima, un gruppo di ricerca statunitense (Soskind et al., 2023) ha proposto una modellazione inversa del pennacchio gaussiano basata su misure di concentrazione integrata, acquisite secondo un approccio misto UAV/Ground-Based. Il metodo, utilizzato in una serie di test a rilascio controllato, è stato in grado di quantificare la perdita con un errore del $\pm 30\%$ in condizioni di basso flusso ed è paragonabile a risultati conseguiti da analoghi approcci Ground-based (Alden et al., 2018; Gao et al., 2008).

Si tratta tuttavia di test condotti in prossimità della sorgente (pochi metri sottovento) ed è necessario effettuare dei voli preliminari per localizzare il punto di emissione, affinché il flusso stimato si possa considerare rappresentativo. Questo rende tale approccio laborioso e pone diverse questioni che andrebbero esaminate attraverso ulteriori studi, ad esempio:

- per localizzare il punto di emissione è preferibile calma di vento o comunque velocità modeste ($< 1 \text{ m s}^{-1}$), mentre per la quantificazione del flusso sono necessari venti più elevati, in grado di trasportare il contaminante sottovento alla sorgente. Dal momento

che variazioni di questa entità sono poco probabili in campo e che la localizzazione e la quantificazione richiedono condizioni contrastanti, come dovrebbe essere condotto un rilievo tipo? Alcuni autori (Gålfalk et al., 2021) hanno effettuato i test in modalità asincrona, misurando solo in giorni con velocità del vento adatte allo scopo. Si ritiene però che un tale approccio possa distorcere notevolmente i risultati, sia per variabilità emissiva che per natura turbolenta del processo advettivo-diffusivo. Quindi entrambi gli algoritmi dovrebbero essere applicati su voli condotti in rapida successione.

- Nel caso in cui il vento non consenta una buona localizzazione della sorgente, qual è l'errore che si commette nella successiva fase di ricostruzione del pennacchio? E allo stesso modo, in caso di venti elevati, qual è l'errore associato alla localizzazione della sorgente e come si propaga questo errore nella quantificazione del flusso?
- Essendo il rilievo condotto in prossimità del punto di emissione, è improbabile che il pennacchio presenti una distribuzione gaussiana. Come incide questa incertezza sulla modellazione inversa e sul flusso stimato?
- È presumibile che a distanze maggiori l'ipotesi gaussiana possa essere ritenuta valida, ma aumentare il dominio di indagine complica e rende laboriosa la localizzazione del punto di emissione. Qual è quindi la scala ideale per tale approccio? Si può utilizzare per fornire un flusso a livello di sito oppure è idoneo solo a livello di elemento/settore dell'impianto?
- In presenza di più fonti emissive e in posizioni diverse, è ancora applicabile il metodo?

Pur rappresentando una metodologia altamente innovativa e dal notevole potenziale, sono necessari importanti chiarimenti prima che si possa ritenere pronta alla quantificazione di flussi di CH₄ a livello di sito o su scala inferiore.

Il bilancio di massa è stato spesso applicato utilizzando misurazioni della concentrazione atmosferica di CH₄ da aerei o UAV, permettendo così una stima delle emissioni anche in condizioni di eterogeneità spaziale. Il metodo consiste in misure delle concentrazioni di CH₄, integrate su un piano verticale sottovento alla sorgente emissiva, tale da intercettare completamente il pennacchio. I risultati sono poi combinati con velocità e direzione del vento per ottenere il flusso di CH₄ attraversante il piano, mediante la seguente equazione (Allen et al., 2019):

$$F = \int_0^y \int_0^z u(C - C_b) dy dz \quad (3.18)$$

dove F rappresenta il tasso di emissione (g s^{-1}), u la componente orizzontale media della velocità del vento (m s^{-1}), C e C_b sono rispettivamente la concentrazione misurata e quella di fondo ambiente (g m^{-3}). Infine, i termini dy e dz si riferiscono alla dimensione laterale e verticale del piano sottovento alla sorgente (m).

L'approccio MBA necessita di un campo di vento costante ed è consigliabile evitare venti deboli e variabili: diversi autori osservano un aumento della precisione quando la velocità del vento è superiore a $2,3 \text{ m s}^{-1}$ e la variabilità in direzione inferiore a 33 gradi (Morales et al., 2022; Yang et al., 2018).

Allo stesso modo, il campo di vento non deve presentare variazioni spaziali significative durante il rilievo; piccole divergenze locali possono essere tuttavia risolte attraverso l'uso di metodi statistici (Ruckstuhl et al., 2012).

Parametri meteorologici come la temperatura, pressione e umidità relativa possono essere utilizzati nel bilancio di massa per considerare l'effettiva densità dell'aria al momento del rilievo (Vinković et al., 2022):

$$F = v \cos(\bar{\theta}) M_{CH_4} \bar{n}_{dryair} \sum \sum \Delta c \Delta x \Delta z \quad (3.19)$$

$$\bar{n}_{dryair} = \frac{P(1-H_2O)}{RT} \quad (3.20)$$

dove v è la velocità media del vento (m s^{-1}), $\bar{\theta}$ rappresenta l'angolo tra la normale al piano e la direzione media del vento, M_{CH_4} è il peso molecolare del CH_4 (g mol^{-1}), $\bar{n}_{dryair}$ indica la densità dell'aria secca (mol m^{-3}), derivata da misure di temperatura (T), pressione (P) e umidità relativa (RH , %), con R costante universale dei gas. Il termine Δc è l'incremento della frazione molare di CH_4 sul fondo ambientale (mol mol^{-1}), mentre Δx e Δz esprimono rispettivamente la dimensione orizzontale e verticale del piano (m).

Quando il rilievo è condotto mediante sensori OP a percorso variabile, l'equazione 3.18 si riduce a un integrale semplice, perché la concentrazione è già integrata nella direzione del percorso ottico.

Il principale vantaggio di questo secondo approccio è costituito da una maggiore densità di campionamento, che agevola il processo di interpolazione e pone questi sensori su un livello superiore rispetto alla controparte CP per risoluzione spaziale e temporale. Questo punto di forza, però, si rileva essere allo stesso tempo una notevole complicazione che sta limitando le potenzialità di tale approccio.

In particolare, si conosce la concentrazione integrata su un percorso ottico ma se ne ignora la distribuzione: dal momento che il bilancio di massa consiste nell'associare dati di vento a misure di concentrazione e che le fluttuazioni turbolente rendono imprevedibile la forma di un pennacchio istantaneo, è difficoltoso effettuare questa associazione con conseguente aumento dell'incertezza totale.

Alcuni autori hanno recentemente proposto dei bilanci di massa con questo tipo di sensori, testandoli sia in posizione nadirale (Golston et al., 2018; Yong et al., 2018) che inclinata (Cossel et al., 2023) in differenti test a rilascio controllato: le incertezze più basse ($\pm 50\%$ a 1σ) si sono osservate in condizioni di vento elevato e stabilità atmosferica ottimali, che difficilmente possono essere riscontrabili nella pratica comune. Ciò rende questi approcci sperimentali poco robusti e sono necessari ulteriori studi per approfondire meglio il tema e identificare le variabili chiave in grado di incrementare la validità dei risultati forniti da queste metodologie innovative.

3.3.5.1 Approcci basati su tecnologie a percorso chiuso (CP)

In Tabella 3.3 è fornita una panoramica sulle recenti pubblicazioni scientifiche che hanno presentato o discusso metodi UAV-based per la quantificazione dei flussi di CH₄ a livello di sito, attraverso tecnologie a percorso chiuso.

I sensori CP-TDLAS rappresentano la scelta tecnologica per la maggior parte degli studi osservati, grazie al peso ridotto e ai costi relativamente contenuti che agevolano l'impiego di questa tecnologia per scopi commerciali o di ricerca.

Per quanto concerne il metodo di quantificazione, gli approcci basati sul bilancio di massa identificano la metodologia più testata sia per i test a rilascio controllato (69%) che per le esperienze in condizioni emissive reali (64%), a causa dei limiti già discussi nel paragrafo precedente sulla modellazione inversa della dispersione.

È interessante osservare come l'approccio NGI, che costituisce una delle principali forme di ottimizzazione per la modellazione inversa, si traduce effettivamente in un adattamento del modello gaussiano (equazione 3.14) al bilancio di massa (equazione 3.18).

Nel 39% dei casi la misura è stata effettuata a terra con strumenti di alta precisione, troppo pesanti per essere equipaggiati su drone. Questa scelta progettuale è espressione del limite che si associa agli approcci puntuali, in termini di ridotta risoluzione spaziale (sia in senso orizzontale che verticale). Per tale ragione, si preferisce utilizzare droni ad ala rotante (più lenti rispetto alla controparte ad ala fissa) e aumentare la distanza dalla fonte di emissione (per catturare un pennacchio ben miscelato e ampio, che può essere interpolato con griglie

a bassa densità). In tali condizioni, occorre un sensore di elevata sensibilità e precisione, che possa cogliere gli incrementi di CH₄ sopra il fondo ambientale e garantire un elevato rapporto segnale-rumore. Spesso, queste tecnologie sono pesanti e di notevole ingombro e non possono essere equipaggiate a bordo del drone. Di conseguenza, le misure vengono effettuate a terra e l'approccio si risolve in una forma mista UAV/Ground-Based.

Tabella 3.3 Principali metodi UAV-based che utilizzano tecnologie a percorso chiuso per la quantificazione delle emissioni di CH₄ a livello di sito o elemento.

Riferimento di letteratura	Tipologia Drone	Tecnologia sensore	Scenario emissivo	Metodo di stima flusso	Incertezza 1 σ ($\pm\%$)
<i>Comer et al., 2024</i>	ala rotante	CP-TDLAS	Nave petroliera	MBA	15 - 37
<i>Liu et al., 2024</i>	ala rotante	CP-TDLAS	Rilascio controllato	IDM	140
		CP-TDLAS (a terra) (con tubazione)	Rilascio controllato	MBA	239
<i>Scheutz et al., 2024</i>	ala rotante	CP-TDLAS	Rilascio controllato	MBA	46
		CP-TDLAS	Impianto di biogas	MBA	17 - 24
<i>Xu et al., 2024</i>	ala rotante	CP-TDLAS	Rilascio controllato	MBA	1 - 46
<i>Yong et al., 2024</i>	ala rotante	OA-ICOS	Discarica	MBA	55 - 138
<i>Zhu et al., 2024</i>	ala rotante	CRDS (a terra)	Allevamento di bovini da latte	IDM	62 - 122
<i>Andersen et al., 2023</i>	ala rotante	CRDS (a terra)	Miniera di carbone	IDM	15 - 74
	ala rotante	CRDS (a terra)	Miniera di carbone	MBA	26 - 125
<i>Abichou et al., 2023</i>	ala rotante	CP-TDLAS (con tubazione)	Discarica	IDM	25 - 32
<i>Brown et al., 2023</i>	ala rotante	CP-TDLAS	Impianto Oil & Gas	MBA	12 - 47
<i>Darynova et al., 2023</i>	ala rotante	CP-TDLAS	Rilascio controllato	IDM	29-84
<i>Stavropoulou et al., 2023</i>	ala rotante	QCLAS	Impianto Oil & Gas	MBA	52 - 228
	ala rotante	QCLAS	Impianto Oil & Gas	IDM	58 - 261
<i>Knudsen & De Rossi, 2022</i>	ala rotante	CP-TDLAS	Impianto di biogas	MBA	21

Tabella 3.3 (Continua)

Riferimento di letteratura	Tipologia Drone	Tecnologia sensore	Scenario emissivo	Metodo di stima flusso	Incertezza 1 σ ($\pm\%$)
<i>Morales et al., 2022</i>	ala rotante	QCLAS	Rilascio controllato	MBA	54
<i>Olague et al., 2022</i>	ala rotante	CP-TDLAS	Discarica	IDM	50
<i>Vinkovic et al., 2022</i>	ala rotante	CRDS (a terra); QCLAS (a terra)	Allevamento bovini da latte	MBA	31 - 90
<i>Shi et al., 2022</i>	ala rotante	CRDS (a terra)	Miniera di carbone	IDM	3-4
	ala rotante	CRDS (a terra)	Rilascio controllato	IDM	5
<i>Andersen et al., 2021</i>	ala rotante	CRDS (a terra)	Miniera di carbone	IDM	8 – 16
	ala rotante	CRDS (a terra)	Miniera di carbone	MBA	26 - 51
<i>Gälfalk et al., 2021</i>	ala rotante	CP-TDLAS	Cumulo di fanghi	MBA	4
<i>Shah et al., 2020</i>	ala rotante	CRDS	Rilascio controllato	IDM	10 - 98
<i>Allen et al., 2019</i>	ala fissa	NDIR (a terra); OA-ICOS (a terra)	Discarica	MBA	54 -61
<i>Ravikumar et al., 2019</i>	ala rotante (ABB Group)	CRDS	Rilascio controllato	MBA	42
	ala rotante (Advisan)	CP-TDLAS	Rilascio controllato	MBA	350
	ala rotante (Baker Hughes)	CP-TDLAS	Rilascio controllato	MBA	183
	ala rotante (Picarro)	CRDS (a terra)	Rilascio controllato	MBA	202
	ala rotante (Seek Ops)	CP-TDLAS (con tubazione)	Rilascio controllato	MBA	98

L'incertezza dei metodi presentati dipende naturalmente dall'approccio scelto per stimare il flusso (bilancio di massa o modellazione inversa), ma è influenzato anche da numerosi parametri di carattere operativo (tipo di test condotto, tipologia di drone utilizzato, altezza del volo, velocità del drone, tempo richiesto per il campionamento, sensibilità del sensore, modalità di acquisizione dei dati di vento/concentrazione, frequenza di registrazione dati, distanza dalla fonte emissiva, stabilità atmosferica, condizioni di vento durante il rilievo e numero di voli effettuati). Si intende con ciò giustificare l'elevato range di incertezza

presente in Tabella 3.3 e la difficoltà che ne consegue su una interpretazione di tali risultati.

Una recente analisi sistematica sugli errori che influenzano i flussi stimati da metodiche UAV-based (Mohammadloo et al., 2024) ha individuato la principale causa di distorsione dei risultati nella limitata risoluzione verticale della griglia di campionamento, che può aggiungere un'incertezza del 40% già entro cinque metri sottovento al punto di emissione.

3.3.5.2 Approcci basati su tecnologie a percorso aperto (OP)

I metodi UAV-based, che fondano i propri algoritmi di quantificazione su concentrazioni integrate lungo un percorso ottico, rivestono ad oggi un carattere puramente sperimentale e si limitano ad un esiguo numero di test a rilascio controllato (Tabella 3.4).

Complessità metodologiche (associazione vento-concentrazioni per il bilancio di massa; ricostruzione del pennacchio nella modellazione inversa) e strumentali (dipendenza della misura da fattori ambientali quali pressione, temperatura, umidità relativa; influenza della altezza di volo sul rapporto segnale-rumore; presenza di falsi positivi causata dalla diversa riflessività delle superfici; costo elevato per alcune tecnologie di sensori) stanno frenando la diffusione e lo sviluppo di questi approcci dal carattere fortemente innovativo.

Tabella 3.4 Principali metodi UAV-based che utilizzano tecnologie a percorso aperto per la quantificazione delle emissioni di CH₄ a livello di sito o elemento.

Riferimento di letteratura	Tipologia Drone	Tecnologia sensore	Scenario emissivo	Metodo di stima flusso	Incertezza 1 σ ($\pm\%$)
<i>Kistner et al., 2024</i>	ala rotante	OP-TDLAS (a percorso variabile)	Rilascio controllato	MBA	18 - 26
<i>Cossel et al., 2023</i>	ala rotante	DCS (a terra)	Rilascio controllato	MBA	15 - 56
<i>Soskind et al., 2023</i>	ala rotante	DCS (a terra)	Rilascio controllato	IDM	30
<i>Golston et al., 2018</i>	ala rotante	OP-TDLAS (a percorso variabile)	Rilascio controllato	MBA	12 - 25
	ala rotante	OP-TDLAS (a percorso variabile)	Rilascio controllato	IDM	12 - 25
<i>Yang et al., 2018</i>	ala rotante	OP-TDLAS (a percorso variabile)	Rilascio controllato	MBA	50

L'interesse crescente è tuttavia una chiara dimostrazione delle potenzialità associate a tali metodi di quantificazione, che possono scansionare in pochi secondi ampi spazi e fornire una densità di campionamento difficilmente eguagliabile dalla controparte puntuale.

Si ritiene che la sfida principale sia rappresentata dall'associazione vento-concentrazione integrata e che una sua possibile forma risolutiva (empirica o semi-empirica) possa fornire un prezioso supporto per numerose metodologie di quantificazione (fisse o mobili) basate sulla spettroscopia ottica o ad essa associate (e.g. camere iperspettrali).

Due autori (Golston et al., 2018; Yang et al., 2018) propongono un approccio che utilizza un piccolo drone equipaggiato con sensore OP-TDLAS rivolto verso il basso, testando il sistema con rilasci controllati presso il Methane Emissions Technology Evaluation Center (METEC), in Colorado.

Entrambi gli studi prevedono una prima fase per localizzare la fonte emissiva (attraverso uno o più voli condotti con uno schema a griglia sull'intero sito), seguita da una seconda fase per la stima del tasso di emissione (ripetendo i precedenti schemi di volo nell'intorno della sorgente localizzata).

In particolare, Golston et al. (2018) hanno formulato appositi algoritmi di quantificazione basati sia sulla modella inversa che sul bilancio di massa. Nel primo caso, il flusso viene stimato a partire da una forma ridotta del pennacchio gaussiano:

$$c_p = \frac{S_E}{2\pi\sigma_y\sigma_z\bar{U}} \quad (3.21)$$

dove c_p è la concentrazione di picco mediata sul percorso ottico (g m^{-3}), S_E rappresenta il tasso di emissione (g s^{-1}), $\bar{U}$ è la velocità media orizzontale del vento (m s^{-1}), mentre σ_y e σ_z indicano rispettivamente la dispersione trasversale e verticale (m).

Dal momento che il sensore misura la concentrazione integrata sulla colonna, l'effetto di σ_z risulta già considerato e può essere eliminato dal denominatore. Volando in prossimità della sorgente il pennacchio è molto stretto; gli autori propongono quindi di trascurare il termine σ_y e ammettere che il picco sia rappresentativo dell'intera distribuzione spaziale:

$$S_E \sim C_P \cdot \bar{U} \quad (3.22)$$

Per ridurre la notevole varianza osservata tra la portata reale e quella stimata applicando l'equazione 3.22, gli autori hanno apportato le seguenti correzioni:

- il termine C_p è stato sostituito con la concentrazione cumulata dei picchi chiaramente identificabili (>50 ppm-m), mediata sul numero di misurazioni effettuate;
- il vento orizzontale medio $\bar{U}$ è stato ottimizzato attraverso una media mobile centrata su 15 s (stima approssimativa del tempo necessario perché il pennacchio si propaghi in prossimità del punto di emissione).

Nel secondo caso, si tratta di un bilancio di massa ruotato rispetto alla direzione del vento. Le concentrazioni integrate misurate durante la fase di localizzazione (Figura 3.16 a) sono interpolate con il metodo del vicino più prossimo, nell'intorno della sorgente (Figura 3.16 b). Integrando lungo la direzione y, è possibile stimare un flusso integrato trasversale per differenti distanze sopravento e sottovento rispetto al punto di emissione (Figura 3.16 c), attraverso la seguente espressione:

$$S_E = \sum(\Delta C d\hat{y})\bar{U} \quad (3.23)$$

dove ΔC indica l'incremento di CH_4 colonnare (g m^{-2}) e $d\hat{y}$ la risoluzione spaziale (m). Il flusso finale è desunto empiricamente nel 95° percentile di tutti i contributi trasversali stimati con la precedente equazione. Per considerare le distorsioni indotte dalla turbolenza e da errori di localizzazione, gli autori includono anche una piccola porzione sopravento al punto di emissione (Figura 3.16 c).

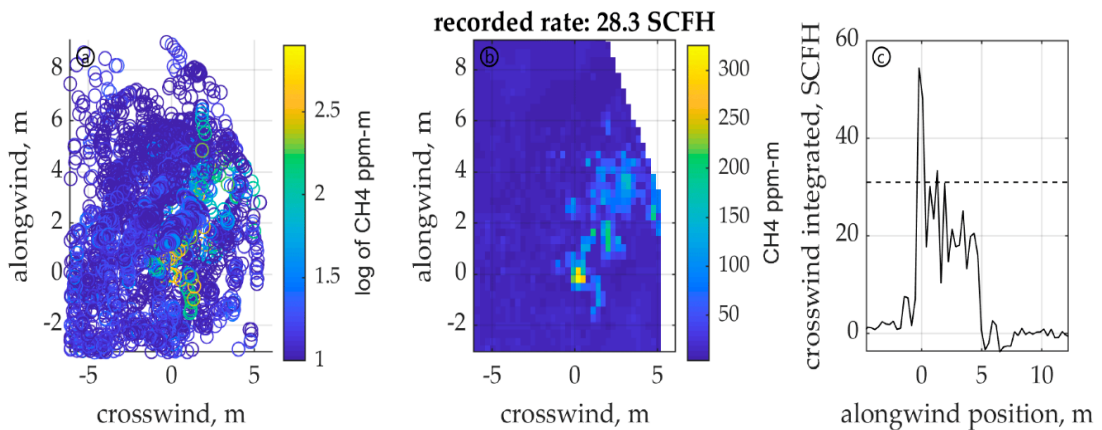


Figura 3.16 Approccio basato su bilancio di massa integrato: (a) concentrazioni integrate ruotate rispetto alla direzione del vento; (b) interpolazione nell'intorno della sorgente; (c) flusso integrato trasversale su più distanze sopravento e sottovento alla fonte. La linea tratteggiata orizzontale in (c) corrisponde al 95° percentile dei dati mostrati e identifica il tasso di perdita stimato. (Fonte: *Golston et al., 2018*).

Per entrambi gli approcci, Golston et al. (2018) riportano delle incertezze comprese tra il 15 e il 25% sul flusso stimato, che risultano le più basse tra quelle indicate in Tabella 3.4. È opinione dell'autore che tali metodi, pur avendo conseguito risultati importanti nei test a rilascio controllato, siano difficilmente applicabili in scenari reali di emissione e che le incertezze potrebbero essere sottostimate per distorsioni indotte da approssimazioni insite nel metodo e difficilmente verificabili.

In particolare, si ritiene che l'associazione vento-concentrazione effettuata tra il picco C_p e il vento medio $\bar{U}$ nell'approccio IDM (equazione 3.22) e quella tra la concentrazione integrata ΔC e $\bar{U}$ nel bilancio di massa (equazione 3.23) possa essere motivo di errore.

In prossimità del punto emissivo, il flusso si caratterizza per una marcata turbolenza e le fluttuazioni istantanee che ne derivano rendono molto variabile la distribuzione verticale di CH_4 . In queste condizioni, mediare la concentrazione integrata lungo il percorso ottico e associare il valore massimo ad un vento medio (riferito a una quota costante) può essere formalmente inesatto: tale associazione sarà infatti verificata solo se il pennacchio si trova alla stessa quota a cui si riferiscono le misure di vento, mentre darà luogo a una sottostima (se il pennacchio si trova più in alto dell'anemometro) o sovrastima (nel caso contrario). Poiché il profilo verticale del vento e quello del CH_4 non sono noti, è difficile quantificare il grado di sovrastima o sottostima. Si può tuttavia ritenere plausibile che un'emissione di CH_4 tenda a salire (essendo meno denso dell'aria) e che ne derivi una sottostima sempre più marcata procedendo sottovento alla sorgente. Se si considera che durante i test il vento è stato misurato a 81 cm dal suolo, questo comportamento è ben evidente in Figura 3.16 c: il flusso risulta sovrastimato in prossimità del punto di rilascio (altezza anemometro > altezza pennacchio) e via via sottostimato spostandosi sottovento (altezza anemometro < altezza pennacchio).

Yang et al. (2018) hanno ripetuto i test presso lo stesso sito, apportando alcune modifiche al metodo proposto da Golston et al. (2018). In particolare, la quantificazione del flusso si concretizza in voli a scatola chiusa condotti nell'intorno del punto di emissione (almeno dieci), ognuno dei quali rappresenta un flusso stimato mediante bilancio di massa. Il tasso di emissione finale è quindi ottenuto come media sul numero di box eseguiti.

L'incertezza riportata dagli autori è stata mediamente pari al 50% in condizioni di vento favorevole (velocità > 2.3 m s^{-1} ; variabilità in direzione < 33°) e al 100% negli altri casi. Ulteriori aspetti limitano le potenzialità dei metodi proposti da Golston et al. (2018) e da Yang et al. (2018) in contesti di emissione reale, come il tempo richiesto per completare

un rilievo (che influenza il bilancio di massa soprattutto negli schemi a box) o la difficoltà delle procedure di localizzazione in presenza di più sorgenti emissive.

Sono stati recentemente presentati due approcci che affrontano il tema in maniera diversa, ovvero sfruttando le prestazioni di sensori OP a percorso regolabile ad alta precisione (posti a terra) e sincronizzandoli con un piccolo drone che funge da elemento riflettente (Cossel et al., 2023; Soskind et al., 2023).

In particolare, Cossel et al. (2023) propongono uno schema di volo verticale per un drone posto a 200 m che comunica con un sensore DCS su un furgone a terra (Figura 3.17). Il bilancio di massa è stato quindi adatto per operare con percorsi ottici inclinati rispetto alla direzione orizzontale e può essere espresso in coordinate polari dalla seguente equazione:

$$F = \int_0^{\theta_{max}} U_y \int_0^L \Delta \bar{\rho}(\theta) \delta\left(r - \frac{d}{\cos \theta}\right) r dr d\theta \quad (3.24)$$

dove F è il tasso di emissione (g s^{-1}), $\Delta \bar{\rho}(\theta)$ rappresenta l'aumento sopra il fondo ambiente della concentrazione integrata di CH_4 (g m^{-2}) sul percorso ottico r con inclinazione θ , U_y è la velocità media del vento misurata da una stazione fissa (m s^{-1}), mentre d rappresenta la proiezione sull'asse x del punto di intersezione tra il pennacchio e il percorso ottico. Il termine d suggerisce che gli autori hanno utilizzato la funzione delta di Dirac per tradurre il pennacchio da esteso a puntuale. Considerando l'integrale radiale, la 3.24 diventa:

$$F = \int_0^{\theta_{max}} U_y \Delta \bar{\rho}(\theta) \left(\frac{d}{\cos \theta}\right) d\theta \quad (3.25)$$

Se si converte il sistema di riferimento da coordinate polari a cartesiane, con $z = L_0 \tan(\theta)$ e ipotizzando $z \leq L/4$, si ottiene l'espressione finale del bilancio di massa proposto:

$$F \approx \frac{d}{L_0} \int_0^H U_y \Delta \bar{\rho}(z) dz \quad (3.25)$$

dove L_0 (m) è la proiezione orizzontale del percorso ottico inclinato ed è assunto costante durante il rilievo, analogamente per il termine d . L'incertezza media riportata è del 56% con un singolo volo, che si riduce al 15% se questo viene ripetuto dieci volte.

Il tempo richiesto per completare un volo è stimato in dieci minuti e ciò solleva dei quesiti di carattere metodologico e pratico, che rendono questo approccio difficilmente attuabile in condizioni reali di campo.

In particolare, si desidera sollevare le seguenti questioni:

- le fluttuazioni turbolente del pennacchio sono difficilmente risolvibili su questa scala temporale. Di conseguenza, è complesso quantificare l'incertezza per il termine d (che dipende anche da variazioni nella direzione del vento e dalla distanza della sorgente). Per i test condotti questa incertezza può essere trascurata, poiché era nota la posizione del punto di emissione e il metodo è stato applicato a breve distanza (1 m sottovento). In condizioni reali di campo, dove questi due parametri spesso sono sconosciuti, quale sarebbe l'incertezza attesa?
- Gli autori specificano che per contenere l'incertezza totale del metodo entro il 20%, è necessario conoscere la posizione della sorgente con una precisione pari a $0.2 d$. Ma per le ragioni discusse al punto precedente, il termine d è affetto da diverse incertezze che lo rendono inadatto ad essere impiegato come parametro empirico per contenere l'incertezza totale del metodo.
- In presenza di più sorgenti a distanze e altezze differenti il metodo rimane applicabile?
- Il bilancio di massa formulato secondo la 3.25 presuppone che il tasso di emissione sia costante durante la misura. Ritenendo accettabile un'incertezza del 15% per scopi di monitoraggio ambientale, il tempo richiesto per completare un rilievo di dieci voli è stimato in 100 minuti ed è improbabile che il flusso possa assumersi costante su tale scala temporale. In molti contesti emissivi reali, le emissioni variano su scala oraria o sub-oraria e questo rende complesso applicare il metodo presentato.

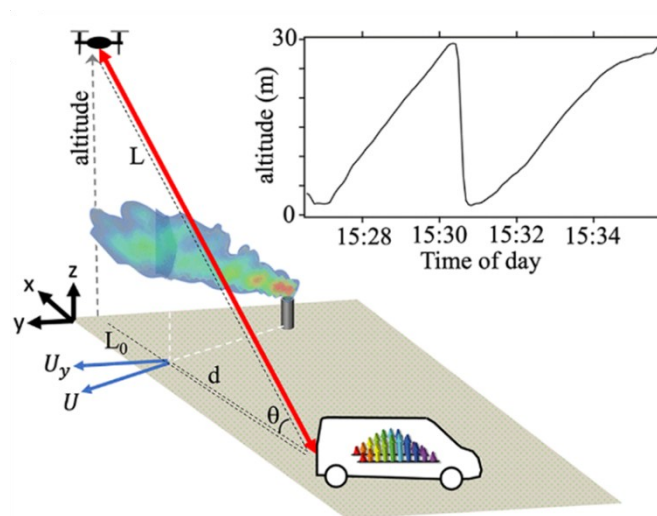


Figura 3.17 Approccio al bilancio di massa proposto da Cossel et al. (2023). Il drone comunica con un sensore DCS a terra, scansionando un piano sottovento alla sorgente. In alto il time-sheet di un volo esempio. (Fonte: Cossel et al., 2023).

Si desidera chiudere il presente paragrafo accennando ad un innovativo bilancio di massa proposto da Kistner et al. (2024) e testato recentemente mediante alcuni rilasci controllati, condotti sia in ambiente chiuso (laboratorio) che in campo aperto.

L'aspetto interessante di questo approccio risiede nel fatto che il flusso non viene stimato attraverso un piano verticale o schemi a scatola chiusa, ma sfrutta la divergenza del laser di un sensore OP-TDLAS per definire la sezione attraversata (Figura 3.18) e quantificare il flusso massico di CH₄ mediante la seguente espressione (Kistner et al., 2024):

$$F = \frac{P_U T_N}{P_N T_U} \frac{C_{ppm-m}}{d \cdot 10^6} A \cdot |v_{wind}| \quad (3.26)$$

dove P (atm) e T (K) rappresentano rispettivamente pressione temperatura in condizioni standard (N) e ambientali (U), C_{ppm-m} è la concentrazione integrata misurata dal sensore (ppm-m) lungo il percorso ottico di lunghezza d (m), mentre v_{wind} è la velocità del vento (m s⁻¹) perpendicolare alla sezione trasversale del cono A (m²) così definita:

$$A = d^2 \tan\left(\frac{\alpha}{2}\right) \quad (3.27)$$

con α angolo di apertura del laser. I risultati hanno mostrato incertezze comprese tra il 18 e il 26%, perfettamente in linea con quelli ottenuti dagli altri studi presenti in Tabella 3.4. Nonostante diversi aspetti che richiedono dovuti approfondimenti (il limite di rilevamento inferiore ad oggi è sconosciuto, l'ipotesi di un angolo α costante potrebbe risultare troppo semplicistico), si ritiene che il metodo presenti delle concrete possibilità di miglioramento per semplicità metodologica e operativa.

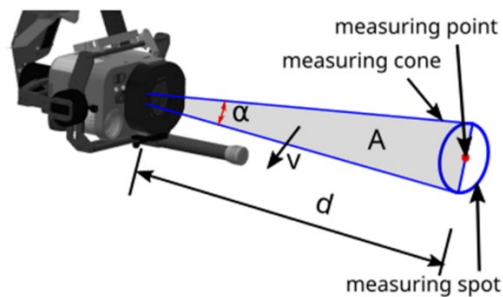


Figura 3.18 Approccio al bilancio di massa proposto da Kistner et al. (2024). A è l'area di impronta sulla superficie target, v la velocità del vento, d la lunghezza del percorso ottico e α l'angolo di apertura. Si noti la presenza dello stabilizzatore a tre assi (Gimbal) che consente di variare l'inclinazione del raggio. (Fonte: kistner et al., 2024).

4 MATERIALI E METODI

Il presente capitolo descrive il modello fisico e concettuale della metodologia proposta per quantificare le emissioni di CH₄ a livello di sito attraverso un approccio UAV-based. Vengono forniti i dettagli della strumentazione utilizzata e dei test condotti sia su scala di laboratorio (rilascio controllato) che in scenari emissivi reali, presso tipologie di impianto assai note per emettere grandi quantità di CH₄ in atmosfera (una discarica per rifiuti solidi urbani e tre allevamenti di bovini da latte).

L'approccio al bilancio di massa viene analizzato nei suoi principali elementi progettuali, che comprendono: schemi di volo, modalità di acquisizione dei parametri meteorologici e delle concentrazioni, stima del fondo ambientale e criterio scelto per stimare l'incertezza totale del metodo. Sono presentate inoltre due varianti al metodo proposto che si possono configurare come veri e propri approcci alternativi al problema oggetto di questa tesi.

4.1 Sistema UAV e strumentazioni

Il setup strumentale prevede l'utilizzo di una piattaforma UAV ad ala rotante, un sensore OP-TDLAS a percorso variabile ed una stazione meteorologica per l'acquisizione dei dati ambientali di interesse (velocità e direzione del vento, temperatura, pressione).

La piattaforma UAV utilizzata è un quadricottero commerciale (Matrice 300, DJI), dotato di sistema RTK (Real-Time Kinematic) per il posizionamento di precisione. Tipicamente, le coordinate spaziali vengono ricavate da misurazioni GPS (Global Positioning System) combinate con la pressione atmosferica misurata a bordo del drone. Un tale approccio si associa spesso a errori nel posizionamento di diverse decine di centimetri, non sufficiente per quantificare un flusso di CH₄ in atmosfera usando un drone (Morales R. et al., 2022). Il sistema RTK utilizzato dal drone DJI M300 consente di raggiungere una precisione di posizionamento di 1,5 cm (± 1 ppm) nella direzione verticale e di 1 cm (± 1 ppm) in quella orizzontale. Per considerare la topografia del sito durante ciascun volo, il sistema è dotato di altimetro radar (NRA24, Hunan Nanoradar Science and Technology Co., Ltd). Si tratta di uno strumento compatto e leggero (95 g), che acquisisce dati ad elevatissima frequenza (24 GHz) e migliora la precisione di posizionamento a 0,1 m.

Il drone appena descritto è equipaggiato con un sensore OP-TDLAS a percorso variabile, orientato nadiralmente rispetto al suolo. Il modello commerciale utilizzato (Laser Falcon, Pergam Inc.) può misurare la concentrazione integrata di CH₄ su percorsi ottici compresi tra 0.5 e 100 m, con una sensibilità di 1 ppm-m in un range 0 – 50.000 ppm-m.

Un computer di bordo (SkyHub UgCS) permette al drone di dialogare continuamente con il sensore OP-TDLAS a percorso variabile e visualizzare le misure in tempo reale presso una Ground-Station (costituita dal controller remoto e da un pc portatile).

L'altimetro radar è progettato per essere posizionato sulla parte anteriore del drone ed è studiato per seguire il profilo altimetrico del terreno, consentendo l'esecuzione di voli ad altezza costante (modalità "*terrain following*"). A tale scopo, è inclinato rispetto al corpo centrale del drone per poter misurare le quote su porzioni di terreno che saranno sorvolate nell'istante successivo, correggendo la posizione del velivolo in tempo reale e garantendo una traiettoria parallela rispetto al suolo durante l'intero volo.

Nella metodologia proposta in questo lavoro, la funzione dell'altimetro è invece misurare la lunghezza del percorso ottico relativa alla lettura effettuata dal sensore OP-TDLAS a percorso variabile: la sua posizione deve essere quindi tale che i due sistemi di riferimento risultino coassiali.

È evidente che la configurazione prevista dal produttore non soddisfa le condizioni di cui sopra. Per questa ragione è stata progettata e realizzata una staffa di montaggio apposita, utilizzando una stampante 3D, che consentisse di posizionare l'altimetro parallelamente al sensore OP-TDLAS a percorso variabile.

Il setup strumentale si completa con una stazione meteorologica (modello WL-21, Scarlet Tech Inc), che acquisisce dati di vento, pressione e temperatura alla frequenza di 0.5 Hz. La risoluzione è pari a 0.1 m s^{-1} per velocità del vento (range 0 - 50 m s^{-1}) e un grado per la direzione (range 0 - 360°N), mentre il sensore di temperatura e pressione sono in grado di cogliere variazioni unitarie. La precisione dichiarata dal produttore è del 2%, verificata periodicamente tramite test di calibrazione.

La stazione è montata su un treppiede commerciale (Bosch Professional BT 250), dotato di livelle per l'allineamento nella direzione orizzontale e verticale. Diversi aspetti tecnici (peso di circa 4 kg, presenza di un gancio per eventuali zavorramenti in presenza di forte vento, base a stella e piedi infilzabili nel terreno per una maggiore stabilità), rendono tale strumento adatto a condurre rilievi in diverse condizioni ambientali e sito specifiche.

Il fissaggio della stazione sul treppiede avviene sulla base di un'apposita staffa progettata, che ha permesso di effettuare le misure fino a 270 cm dal suolo e può essere adattata per altezze maggiori. Si tratta di un dettaglio non trascurabile, perché disporre di misurazioni a differenti altezze è utile sia per verificare la velocità del vento a quote diverse (validando l'utilizzo di modelli per la ricostruzione del profilo verticale) sia per conferire flessibilità

operativa in campo (regolando la quota ottimale di misura in base alla presenza di ostacoli sul sito). Il setup strumentale è mostrato in Figura 4.1.

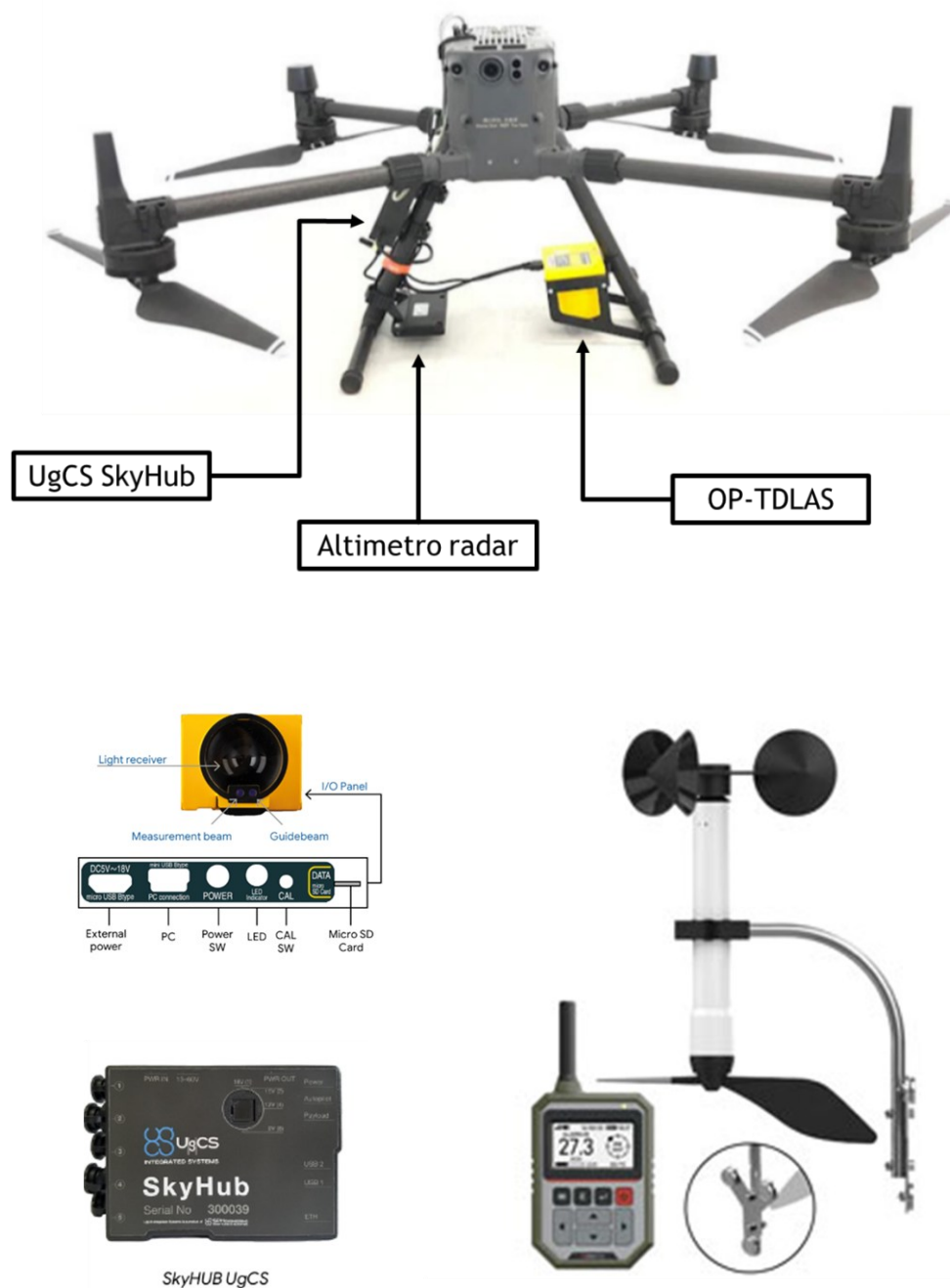


Figura 4.1 Piattaforma UAV e particolari delle componenti

4.2 Approccio al bilancio di massa proposto

La metodologia proposta in questo lavoro si basa su un approccio lagrangiano al bilancio di massa, già stato utilizzato per stimare le emissioni fuggitive di CH₄ da varie discariche attraverso misure aeree (Gasbarra et al., 2019; Cambaliza et al., 2017) o con piattaforme UAV (Allen et al., 2014; 2018; 2019) e in un'azienda agricola nei Paesi Bassi per stimare le emissioni di CH₄ enteriche utilizzando misurazioni acquisite da droni (Vinković et al., 2022). La metodologia proposta differisce per il tipo di concentrazione misurata, che non è un valore puntuale ma rappresenta la quantità totale di CH₄ lungo un percorso ottico (g m⁻²). Il sistema UAV descritto nella sezione 4.1 indirizza il raggio verso la superficie, eseguendo i-esime scansioni verticali in rapida successione. Il flusso di CH₄ per l'i-esima scansione verticale F_i (g s⁻¹) può essere stimato utilizzando l'equazione (4.1):

$$F_i = \int_0^H \int_{x_i}^{x_f} v_{z,i} \sin \theta (\bar{\rho}_{CH_4,d,z,x,i} - \bar{\rho}_{CH_4,b,z,x,i}) dx dz \quad (4.1)$$

dove $v_{z,i}$ (m s⁻¹) è la velocità orizzontale del vento istantaneo alla quota z (m), θ è l'angolo tra direzione del vento e percorso ottico, mentre $(\bar{\rho}_{CH_4,d,z,x,i} - \bar{\rho}_{CH_4,b,z,x,i})$ indica l'incremento della concentrazione integrata di CH₄ rispetto al fondo ambientale sul medesimo percorso ottico (g m⁻²). Il pedice d indica che la misura viene effettuata sottovento alla sorgente, il pedice b si riferisce allo sfondo, il pedice z identifica l'altezza del percorso ottico, mentre il pedice i identifica l'i-esima scansione verticale. Infine, il pedice x definisce la posizione istantanea del drone tra l'inizio x_i (m) e la fine x_f (m) del transetto orizzontale eseguito. I voli dovrebbero essere eseguiti in modalità automatica a velocità costante, a meno che non vi siano impedimenti operativi in termini di sicurezza. Questo approccio consente la standardizzazione della procedura e permette al drone di sorvolare le stesse coordinate a diverse altitudini. A partire da queste misure, è possibile stimare la concentrazione di CH₄ tra due altezze H_1 e H_2 . Il tasso di emissione finale F (g s⁻¹) è pari alla somma dei contributi delle finestre comprese tra due transetti successivi durante un singolo volo:

$$F = \sum_{i=1}^n (F_{H_{i+1}} - F_{H_i}) \quad (4.2)$$

Un transetto è definito come il percorso seguito dal drone tra punti alla stessa altitudine. La durata di un volo dipende dal numero di scansioni, dalla lunghezza dei transetti e dalla velocità del drone.

Il bilancio di massa così definito è stato completato da un algoritmo di ottimizzazione che analizza le concentrazioni integrate misurate a differenti altezze, per derivare una densità colonnare media (g m^{-2}) tra due transetti successivi. In Figura 4.2, è illustrato lo schema di un volo tipo: il drone segue una traiettoria a serpentina su un piano sottovento alla fonte di emissione, ripetendo più volte il circuito prima di atterrare.

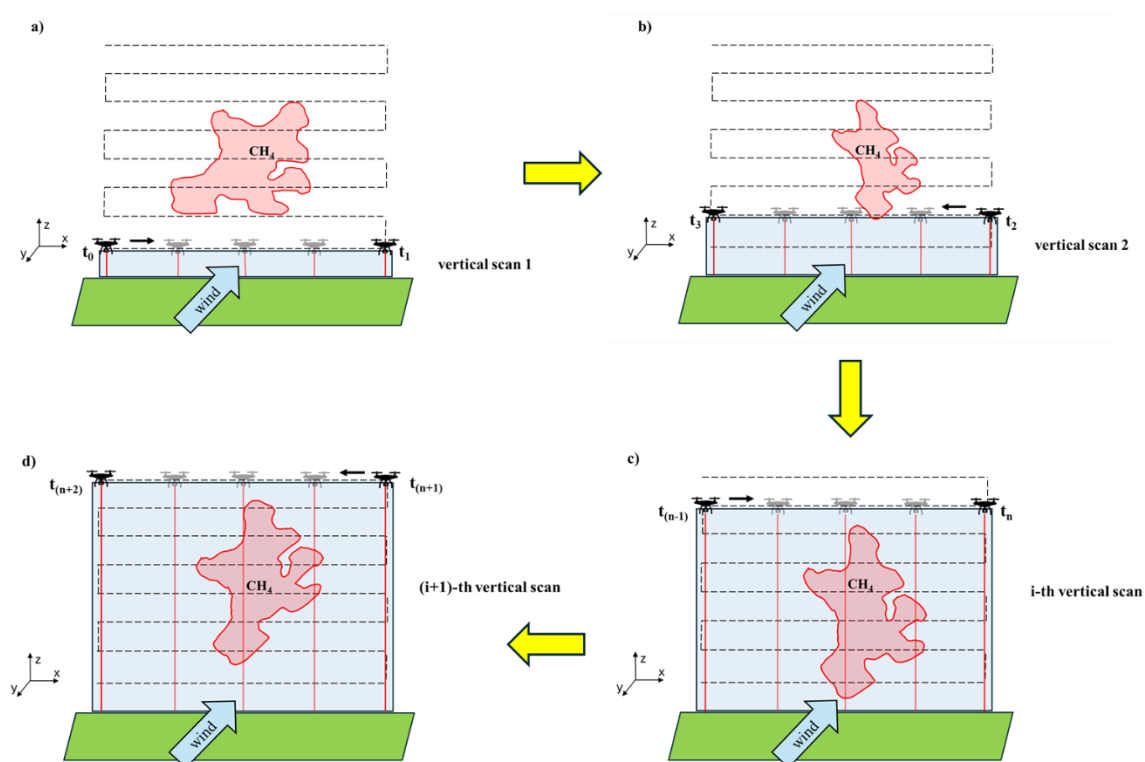


Figura 4.2 Schema di un volo tipo per stimare il flusso di CH_4 con il metodo proposto. Le differenti forme del pennacchio indicano le fluttuazioni turbolente istantanee durante il volo.

L'estensione del piano verticale deve essere sufficiente per catturare l'intero pennacchio di emissione. Per verificare tale condizione, è preferibile analizzare i dati direttamente in campo alla fine di ogni volo (processo che richiede pochi minuti). Se si osservano aumenti di CH_4 al di sopra fondo ambientale in corrispondenza del perimetro che racchiude l'area scansionata, il volo successivo dovrebbe essere ampliato per includere potenziali apporti esterni non intercettati con il primo volo.

Al contrario, se il pennacchio occupa solo una piccola porzione, l'estensione può essere ridotta nel volo successivo per risparmiare la durata delle batterie e ottimizzare i tempi di un rilievo. Tuttavia, è consigliabile dimensionare il piano verticale in modo che contenga almeno la proiezione del sito.

In accordo con diversi autori (Allen et al., 2019, 2018; Golston et al., 2018; Knudsen & De Rossi, 2022; Yang et al., 2018), si è constatato che il trattamento statistico dei risultati ottenuti da più voli in rapida successione è attualmente un approccio molto promettente per ridurre l'incertezza totale. Il numero minimo di voli può variare in modo significativo, a seconda della stabilità atmosferica al momento della misurazione (una media condotta su tre o quattro voli è di solito sufficiente allo scopo).

4.2.1 Conversione da ppm-m a concentrazione integrata (g m^{-2})

Le misurazioni restituite dal sensore OP-TDLAS a percorso variabile (ppm-m) vengono convertite in una concentrazione integrata (g m^{-2}) con l'equazione 4.2, che approssima il comportamento del CH_4 ad un gas ideale:

$$\bar{p}_{\text{CH}_4, d, z, x, i} = \left[\frac{P \cdot 16.04 \cdot (1 - H_2O)}{RT} \right] * \frac{(ppm-m)_{d, z, x, i}}{10^6} \quad (4.2)$$

dove i termini P , T e R rappresentano nell'ordine la pressione atmosferica, la temperatura e la costante universale dei gas, mentre $16,04 \text{ (g mol}^{-1}\text{)}$ è il peso molecolare del CH_4 . La frazione molare di vapore acqueo (H_2O , %) è calcolata sulla base delle misurazioni di temperatura e umidità relativa (RH). Nel caso in cui l'umidità non venga misurata durante il rilievo, il termine $(1 - \text{H}_2\text{O})$ può essere tralasciato. L'incertezza introdotta dall'umidità è inferiore all'1%. Dal momento che si è interessati solo ad incrementi di CH_4 sopra il fondo ambientale, questo errore può essere considerato trascurabile in assenza di misurazioni in campo (come già osservato in Morales et al., 2022).

4.2.2 Stima del fondo ambientale $\text{CH}_{4,b}$

Le concentrazioni di fondo ambientale ($\text{CH}_{4,b}$) possono essere dedotte come mediana o 25-esimo percentile dei dati misurati durante un volo. Le concentrazioni integrate ottenute (depurate dai falsi positivi) sono divise per le lunghezze dei percorsi ottici, ottenendo una distribuzione di concentrazioni puntuali espresse in ppmv.

In assenza di emissioni, è ragionevole supporre che le concentrazioni di CH_{4,b} seguano una distribuzione normale. La presenza di un pennacchio tende invece ad introdurre una distorsione verso valori più elevati (asimmetria positiva), come già evidenziato da diversi autori (Yong et al., 2024; Allen et al., 2019; Yang et al., 2018).

La scelta tra la mediana o il 25-esimo percentile deriva da considerazioni sull'asimmetria della distribuzione. A differenza di Yong et al., 2024 (che utilizzano la mediana soltanto) e di Yang et al., 2018 (che adottano l'asimmetria come discriminante per distinguere le reali emissioni dai falsi positivi, ma non per stimare il fondo ambientale), in questo lavoro si è cercato di valorizzare il significato fisico della distribuzione asimmetrica.

Se l'estensione del pennacchio è significativamente più piccola della larghezza del piano scansionato, la maggior parte delle misurazioni ricadrà all'esterno dell'emissione e quindi la mediana può essere considerata un parametro rappresentativo del CH_{4,b}.

In caso contrario, potrebbe sovrastimare il fondo ambientale ed è consigliabile utilizzare il 25-esimo percentile. Si precisa che tali considerazioni hanno ad oggi carattere empirico, sebbene le esperienze condotte in campo durante questi tre anni abbiano sempre restituito conferme in tal senso. Ciò rappresenta sicuramente un buon punto di partenza, ma si rende necessario in futuro un approccio più rigoroso che fornisca agli operatori indicazioni più oggettive. L'estensione del pennacchio è infatti funzione della distanza dalla sorgente: se questa informazione è sconosciuta al momento del rilievo, può essere difficile stabilire se sia più rappresentativa la mediana o il 25-esimo percentile. L'unico riferimento concreto in tali circostanze è dato dalla letteratura scientifica, che individua in circa 2 ppm il fondo CH_{4,b} medio in atmosfera (Pang et al., 2024; Lan et al., 2021).

4.2.3 Modalità di acquisizione dei dati di vento

La velocità del vento perpendicolare al generico percorso ottico è stimata costruendo un profilo verticale attraverso la legge logaritmica. Questo approccio è già stato adottato da alcune metodologie UAV applicate in discarica (Abichou et al., 2023) e in test a rilascio controllato (Corbett & Smith, 2022; Morales et al., 2022).

Sulla base dei parametri misurati dalla stazione meteorologica ad un'altezza di 2 m AGL, la velocità del vento $v_{z,i}$ (m s⁻¹) alla generica quota z (m) è calcolata attraverso l'equazione seguente:

$$v_{z,i} = v_{z_r,i} * \frac{\left[\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_m\left(\frac{z}{L}\right) \right]}{\left[\ln\left(\frac{z_r}{z_0}\right) - \psi_m\left(\frac{z_r}{L}\right) \right]} \quad (4.3)$$

dove $v_{z_r,i}$ (m s^{-1}) rappresenta la velocità del vento misurata all'altezza di riferimento z_r (2m), z_0 è la rugosità superficiale (m), mentre L indica la lunghezza di Monin-Obukhov, che definisce la relazione tra le forzanti convettive e meccaniche della turbolenza. Infine, il termine Ψ_m individua una funzione correttiva che dipende dalla stabilità atmosferica e può essere espressa mediante il seguente sistema di equazioni (Högström, 1988):

$$\Psi_m = \begin{cases} 0 & \text{neutrale} \\ -6 \frac{z}{L} & \text{stabile} \\ 2 \ln\left(\frac{1+(x)}{2}\right) + \ln\left(\frac{1+x^2}{2}\right) - 2 \arctan(x) + \frac{\pi}{2} & \text{instabile} \end{cases} \quad (4.4)$$

$$\text{con } x = \left(1 - \frac{15z}{L}\right)^{0.25}$$

Rimandando a trattati di micrometeorologia per ulteriori approfondimenti, ci si limita qui ad osservare che le forzanti convettive inducono moti ascensionali che causano instabilità atmosferica e complicano notevolmente le misurazioni. È quindi consigliabile eseguire le misure in condizioni neutre o stabili, spesso garantite in presenza di venti elevati o durante le ore notturne.

Quest'ultima opzione dipende dalle caratteristiche del fenomeno emissivo che si intende quantificare e deve tenere conto della rappresentatività di un dato acquisito in tale fascia oraria. Ad esempio, è noto come in discarica il tasso di emissione diminuisca durante la notte, a causa della maggiore densità dell'aria fredda che riduce il gradiente di pressione (Kissas et al., 2022). Analogamente, il ciclo sonno-veglia nei ruminanti mostra flussi notturni di CH_4 inferiori rispetto al giorno (Saha et al., 2014). Nel settore Oil & Gas questa dipendenza è meno marcata e il tasso di emissione è influenzato più dall'assetto operativo dell'impianto al momento della rilevazione.

4.2.4 Incertezza totale del metodo

L'incertezza totale è stimata applicando la legge di propagazione degli errori all'equazione 4.1. Sulla base delle incertezze associate ai singoli termini presenti nel bilancio di massa, è possibile quantificare l'incertezza totale utilizzando la seguente espressione:

$$\delta Q_{CH_4} = \sqrt{\left(\frac{\delta Q_{CH_4}}{\delta \bar{v}} \delta \bar{v}\right)^2 + \left(\frac{\delta Q_{CH_4}}{\delta \bar{\theta}} \delta \bar{\theta}\right)^2 + \left(\frac{\delta Q_{CH_4}}{\delta \overline{ppm-m}} \delta \overline{ppm-m}\right)^2 + \left(\frac{\delta Q_{CH_4}}{\delta \bar{p}} \delta \bar{p}\right)^2} \quad (4.5)$$

dove

$$\delta \bar{v}, \delta \bar{\theta} = \sqrt{(\text{measurement uncertainty}_{v,\theta})^2 + (\text{temporal variation}_{v,\theta})^2} \quad (4.6)$$

$$\delta \overline{ppm - m}, \delta \bar{p} = \text{measurement uncertainty}_{\delta \overline{ppm - m}, \delta \bar{p}} \quad (4.7)$$

L'incertezza associata alla direzione del vento ($\delta \bar{\theta}$) e velocità del vento ($\delta \bar{v}$) considera l'incertezza di misura degli strumenti e la variabilità temporale ed è stimata in termini di deviazione standard (1σ). L'incertezza associata alla concentrazione verticale integrata ($\delta \overline{ppm - m}$) e al posizionamento ($\delta \bar{p}$) considera invece solo la componente strumentale dei sensori. La variazione del fondo ambientale $\text{CH}_{4,b}$ durante un singolo volo non è presa in considerazione. Il tempo impiegato dal drone per percorrere un transetto è inferiore ai 2 minuti e la variazione del fondo ambientale $\text{CH}_{4,b}$ su un intervallo temporale così breve può essere trascurata senza compromettere significativamente la stima del flusso totale, come già osservato in Yong et al. (2024).

4.3 Variante 1 al metodo proposto

Attraverso una rotazione ortogonale del sistema di riferimento nell'approccio descritto al paragrafo precedente, è possibile basare il bilancio di massa su percorsi ottici orizzontali. Il vantaggio principale che deriva da questa modifica è una migliore associazione tra dati di vento e concentrazione integrata, dal momento che lungo una traiettoria orizzontale su piccola scala si può assumere costante sia la velocità che la direzione del vento istantaneo. Per perseguire tale obiettivo, il sensore OP-TDLAS a bordo del drone è stato orientato in modo da risultare parallelo agli assi della piattaforma UAV e puntare verso una superficie riflettente a sviluppo verticale.

Lo schema di volo si riduce in tal modo a una forma di hovering, in cui il moto del drone è vincolato sulla direzione z (abbassandosi e alzandosi ripetutamente rispetto ad un punto fisso a terra) ed esegue rapide scansioni lungo la verticale.

L'approccio metodologico è simile a quello già osservato in Desjardins et al. (2004), con il quale condivide inoltre la scala spaziale dei test condotti. Si differenzia per l'utilizzo di un drone e perché il sensore OP-TDLAS non è fisso a terra, ma solidale ai movimenti del velivolo. Lo schema concettuale della variante appena descritta è illustrato in Figura 4.3. La superficie riflettente può essere rappresentata da un elemento a sviluppo verticale, che deve essere agevolmente manovrato e trasportato da un operatore in campo. La metodica

proposta si configura quindi come un approccio misto UAV-Ground-Based e il principale limite risiede nell'altezza massima raggiungibile, che difficilmente può superare 10-15 m AGL (per questioni legate ad una rapida movimentazione e alla stabilità dell'elemento in condizioni ventose). Questo aspetto introduce le seguenti complicazioni metodologiche:

- il rilievo deve essere condotto in prossimità del punto di emissione per garantire che il pennacchio venga intercettato completamente all'interno della finestra di scansione. La posizione della sorgente deve quindi essere nota o desumibile da misure in campo;
- la quota AGL di emissione deve essere nulla o prossima al livello del terreno;
- dislivelli negativi possono ridurre l'ampiezza utile della finestra di scansione;
- presenza di ostacoli sul sito possono complicare la progettazione del rilievo.

Per tali ragioni, la variante proposta è al momento poco praticabili in condizioni di campo a orografia complessa (discariche in elevazione, allevamenti estensivi in zone collinari o montuose). Si presta invece per siti a superficie orizzontale e standardizzati, con emissioni localizzate solitamente entro i primi 2 metri AGL (rispondono a tali specifiche numerosi comparti degli impianti di compressione/stoccaggio/trasporto del gas naturale).

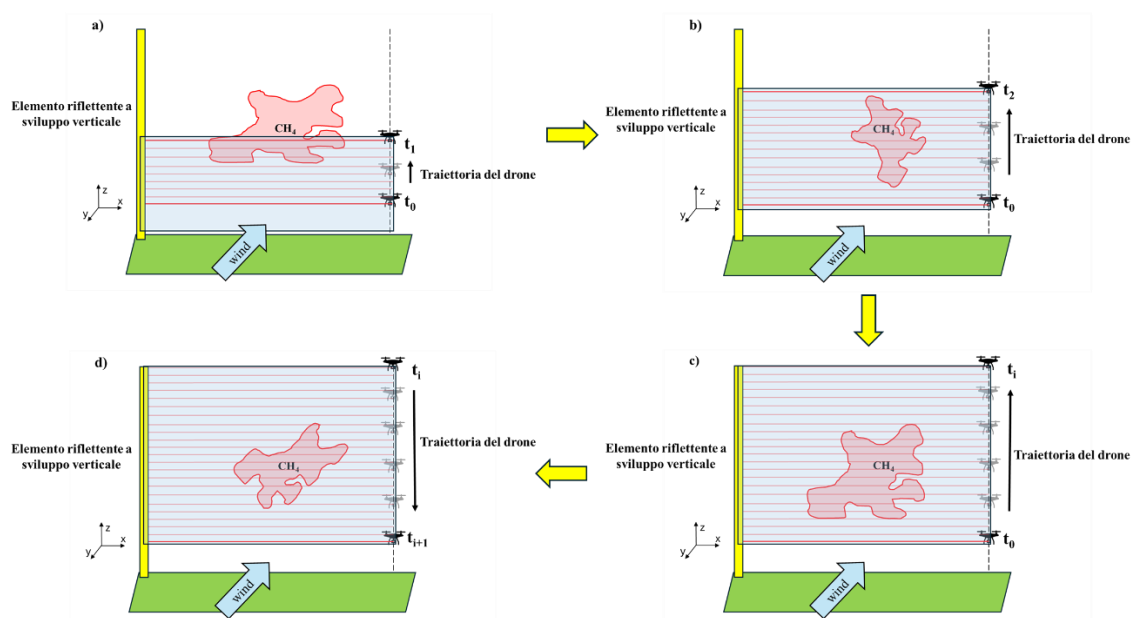


Figura 4.3 Schema di un volo tipo per la variante 1 al metodo: a) – c) il drone si solleva puntando il raggio verso una superficie riflettente a sviluppo verticale. d) La scansione è quindi ripetuta nell'altro verso.

4.4 Variante 2 al metodo proposto

Durante l'ultimo anno di dottorato, è stata ideata e sviluppata una seconda variante al fine di svincolare il problema del bilancio di massa dall'associazione tra dati di concentrazione e velocità del vento.

Il modello concettuale si basa sulla considerazione che il sensore OP-TDLAS a percorso variabile analizza la concentrazione totale che attraversa un volume di controllo nell'unità di tempo richiesto per una misura (0.1 s). Il volume può essere approssimato ad un cono avente per base l'area di impronta del laser al suolo, il cui diametro è funzione della quota. Ammettendo per un intervallo temporale così breve delle condizioni di flusso stazionario ($\frac{\partial c}{\partial t} = 0$), è possibile stimare il tasso di emissione per il cono i-esimo mediante la seguente espressione:

$$F_{cono(i-esimo)} = V_{cono} * \frac{C}{t_{mis}} = \left(\frac{\pi r^2 H}{3}\right) * \left(\frac{C_{int}}{0.1 s}\right) \quad (4.8)$$

dove $F_{cono(i-esimo)}$ è la quantità totale di CH_4 che attraversa il cono i-esimo nell'intervallo di tempo necessario ad effettuare la misura t_{mis} (0.1 s), V_{cono} è il volume del cono i-esimo (m^3), C è la concentrazione sopra il fondo ambiente ($g m^{-3}$), H indica la quota di volo (m) e infine C_{int} è la concentrazione integrata ricavata dalle misure del sensore OP-TDLAS al netto del fondo ambientale ($g m^{-2}$). Semplificando l'equazione 4.8 si ottiene:

$$F_{cono(i-esimo)} = \left(\frac{\pi r^2}{3}\right) * \left(\frac{C_{int}}{0.1 s}\right) \quad (4.9)$$

In tal modo, il dato restituito dal sensore rappresenta già un flusso e il problema si riduce ad un bilancio di massa applicato su una parete verticale sottovento al punto di emissione (la cui profondità non è più data dal vento ma dal diametro dell'area di impronta al suolo). Il flusso totale può essere calcolato attraverso la seguente sommatoria:

$$F_{TOT} = \sum_{i=1}^n F_{cono(i-esimo)} - \sum_{i=1}^{n-1} F_{volume di intersezione(i,i+1)} \quad (4.10)$$

dove $F_{volume di intersezione(i,i+1)}$ ($g s^{-1}$) definisce i volumi di intersezione tra due coni misurati in successione lungo la traiettoria del drone. I volumi netti sono poi interpolati per coprire la finestra monitorata dal drone.

In Figura 4.4 è mostrato lo schema di un volo tipo: il drone scansiona una parete verticale ortogonale al vento a valle del punto di emissione, quantificando il flusso di CH_4 per ogni volume di controllo e integrando quindi i risultati ottenuti per stimare il tasso di emissione dall'intera parete.

Un apposito algoritmo verifica eventuali sovrapposizioni spaziali tra misure successive e rimuove i volumi di intersezione, che porterebbero ad una sovrastima del risultato finale. Affinché possa essere applicato, è necessario che la velocità del vento sia sufficiente per garantire il completo ricambio d'aria all'interno del volume di controllo in 0.1 secondi: a tal fine, la sezione da verificare è quella corrispondente all'area di impronta del cono.

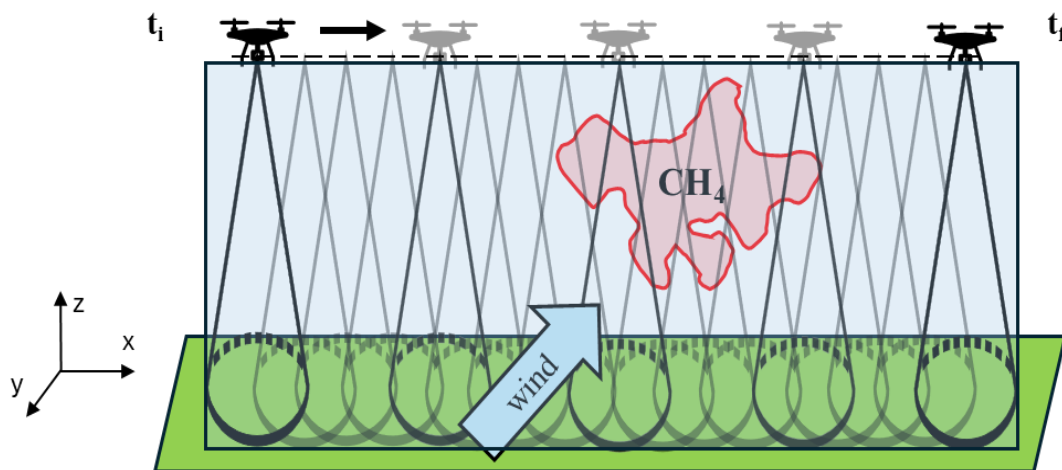


Figura 4.4 Schema di un volo tipo per la variante 2 al metodo. I coni trasparenti rappresentano il volume di controllo scansionato dal sensore lungo il percorso compreso tra l'istante iniziale t_i e quello finale t_f . Il rettangolo azzurro indica invece la sezione trasversale della parete verticale monitorata.

I principali vantaggi operativi e metodologici che ne derivano sono i seguenti:

- si elimina il contributo della velocità del vento dall'incertezza stimata secondo la 4.5;
- lo schema di volo può essere costituito da un singolo transetto a quota costante, con ottimizzazione del consumo di batterie e maggiore rapidità per un rilievo;
- il minor tempo richiesto per una scansione riduce gli effetti di fluttuazioni turbolente sul pennacchio istantaneo;
- la possibilità di ripetere la scansione su un transetto in rapida successione migliora la trattazione statistica del problema.

Il metodo è tuttavia applicabile solo in assenza di marcate irregolarità del terreno, poiché variazioni orografiche apprezzabili lungo la rotta del drone introducono una distorsione sull'area di impronta al suolo e un conseguente errore nel calcolo del volume. Per questa ragione, la variante 2 al metodo proposto è stata testata solo presso un sito pianeggiante adibito a campo prova con rilasci controllati di CH₄ in atmosfera.

Un modello digitale del terreno potrebbe eliminare questa distorsione e rendere il metodo applicabile anche in presenza di orografia complessa (discariche in particolar modo).

4.4.1 Incertezza totale variante 2

L'incertezza totale per la variante 2 è stimata attraverso la legge di propagazione degli errori, rimuovendo dall'equazione 4.5 il contributo legato alla velocità del vettore vento:

$$\delta Q_{CH_4} = \sqrt{\left(\frac{\delta Q_{CH_4}}{\delta \bar{\theta}} \delta \bar{\theta}\right)^2 + \left(\frac{\delta Q_{CH_4}}{\delta \overline{ppm-m}} \delta \overline{ppm-m}\right)^2 + \left(\frac{\delta Q_{CH_4}}{\delta \bar{p}} \delta \bar{p}\right)^2} \quad (4.11)$$

dove

$$\delta \bar{\theta} = \sqrt{(measurement\ uncertainty_{\theta})^2 + (temporal\ variation_{\theta})^2} \quad (4.12)$$

$$\delta \overline{ppm-m}, \delta \bar{p} = measurement\ uncertainty_{\delta \overline{ppm-m}, \delta \bar{p}} \quad (4.13)$$

L'incertezza associata alla direzione del vento ($\delta \bar{\theta}$) considera il contributo strumentale e la variabilità temporale ed è stimata in termini di deviazione standard (1σ). L'incertezza associata alla concentrazione verticale integrata ($\delta \overline{ppm-m}$) e al posizionamento ($\delta \bar{p}$) considera solo la componente strumentale dei sensori. La variazione del fondo ambientale CH_{4,b} durante una scansione non è presa in considerazione: sul breve tempo richiesto per una misura può essere infatti trascurata senza compromettere significativamente la stima del flusso totale (Yong et al., 2024).

4.5 Schema dei test condotti e descrizione dei siti oggetto di studio

Questa sezione descrive gli schemi e la tipologia dei test condotti in campo, sia mediante rilasci controllati di CH₄ in atmosfera che in condizioni reali di emissione presso un sito di discarica per rifiuti solidi urbani e tre allevamenti di bovini da latte. Tutti gli impianti sono localizzati in Italia e ne viene fornita una breve descrizione per meglio circoscrivere il contesto in cui sono state condotte le misurazioni.

4.5.1 Test a rilascio controllato

I test a rilascio controllato sono stati eseguiti presso un campo aperto coltivato a prato nei pressi di Alberobello (TA). La morfologia del sito è approssimativamente pianeggiante e non sono stati individuati potenziali apporti esterni di CH₄ nelle vicinanze.

L'altezza dell'erba è inferiore a 5 cm e non si evidenziano ostruzioni al flusso di vento all'interno del campo, ad eccezione di alcuni alberi. Il sito è però costeggiato da strade a scorrimento veloce su due lati. Per escludere possibili interferenze da fenomeni turbolenti indotti dal traffico veicolare, è stato necessario definire una fascia di rispetto dal margine del campo. Tale limitazione ha permesso di condurre i test a non più di 20 m dalla sorgente per le varianti 1 e 2; inoltre ha impedito di applicare il metodo descritto nel paragrafo 4.2 perché l'area di buffer non rispettava i regolamenti vigenti in materia.

Con riferimento alla variante 1, sono stati condotti 22 test nel periodo compreso tra il 15 e il 17 gennaio 2024, dei quali 20 idonei alla quantificazione del flusso. Durante gli ultimi due voli del 17 gennaio, la stazione meteorologica non ha registrato i dati per problemi tecnici e i relativi voli sono stati quindi scartati. I principali parametri operativi dei test validi sono riassunti in Tabella 4.1.

Come elemento riflettente è stato sfruttato uno degli alberi presenti sul sito. La lunghezza del percorso ottico era invece pari a 50 m, misurata da un altimetro laser equipaggiato sul drone.

Al momento dei test le condizioni meteorologiche erano favorevoli, con venti superiori a 1 m s⁻¹ e assenza di precipitazioni. La sorgente era costituita da una bombola contenente CH₄ (99%), dotata di flussimetro e collegata da un piccolo tubo (diametro interno 1.2 cm) fino al punto di rilascio. L'estremità del tubo è stata posizionata a 10 cm dalla superficie, per simulare un'emissione dal suolo. Ogni rilascio è durato in media 20 secondi e il piano verticale è stato misurato a diverse distanze dalla sorgente (1 m, 10 m, 20 m).

I tassi di rilascio sono stati scelti sulla base dell'emissione minima stimata con il metodo delle camere di accumulo su 11 discariche statunitensi (Abichou et al., 2011). I 428 test condotti tra maggio 2006 e dicembre 2009 hanno fornito un tasso di emissione compreso tra 0.06 g s⁻¹ e 2 g s⁻¹. Si è scelto di utilizzare dati bibliografici sulle discariche perché gli allevamenti da bovini hanno flussi comparabili, mentre nel settore Oil & Gas le emissioni osservate in letteratura sono mediamente più alte. In tal modo, si è optato per calibrare il sistema sui più piccoli flussi riscontrabili in condizioni reali di campo.

Per verificare che il CH₄ rilasciato durante un test non alterasse le misurazioni del volo successivo, sono stati condotti voli di screening al termine di ciascun rilievo. Il rilascio

successivo è stato condotto solo quando all'interno dell'area di studio le concentrazioni misurate rientravano nel range di fondo ambientale.

Tabella 4.1 Schema test a rilascio controllato – variante 1 al metodo proposto

Data	N. test	Distanza sottovento [m]	Tasso di rilascio [g s ⁻¹]	Velocità vento medio [m s ⁻¹]	Direzione vento medio [deg Nord]	Angolo tra vento e piano [deg Nord]
15/01/2024	1	1	0.086 ± 0.006	2.32 ± 0.34	266 ± 20	82 ± 20
	2	1	0.086 ± 0.007	2.41 ± 0.30	294 ± 28	84 ± 28
	3	1	0.086 ± 0.009	2.02 ± 0.32	313 ± 18	84 ± 18
	4	10	0.091 ± 0.009	1.33 ± 0.15	311 ± 16	87 ± 16
	5	10	0.091 ± 0.008	1.77 ± 0.25	288 ± 25	96 ± 25
	6	20	0.078 ± 0.007	2.42 ± 0.62	302 ± 20	98 ± 20
	7	20	0.078 ± 0.006	2.43 ± 0.77	299 ± 26	101 ± 30
16/01/2024	8	1	0.086 ± 0.007	1.64 ± 0.30	302 ± 27	81 ± 27
	9	1	0.086 ± 0.009	1.97 ± 0.51	288 ± 31	101 ± 25
	10	1	0.086 ± 0.007	1.33 ± 0.18	143 ± 21	104 ± 21
	11	10	0.091 ± 0.008	1.28 ± 0.08	283 ± 18	86 ± 21
	12	10	0.091 ± 0.007	1.49 ± 0.21	247 ± 15	92 ± 23
	13	20	0.078 ± 0.007	1.96 ± 0.27	304 ± 25	91 ± 25
	14	20	0.078 ± 0.007	1.46 ± 0.25	259 ± 23	103 ± 42
17/01/2024	15	1	0.086 ± 0.008	1.91 ± 0.11	96 ± 18	88 ± 18
	16	1	0.086 ± 0.008	1.77 ± 0.07	64 ± 12	85 ± 12
	17	1	0.086 ± 0.006	1.93 ± 0.05	92 ± 16	102 ± 16
	18	1	0.086 ± 0.009	1.02 ± 0.08	69 ± 21	82 ± 19
	19	10	0.091 ± 0.007	0.97 ± 0.10	299 ± 23	86 ± 23
	20	10	0.091 ± 0.008	1.02 ± 0.18	280 ± 16	86 ± 21

Per quanto concerne la variante 2 al metodo proposto, sono stati condotti alcuni test presso lo stesso campo vari mesi dopo. Poiché l'altezza massima consentita era pari a 10 m AGL, i voli sono stati condotti solo in prossimità del punto di rilascio per garantire una completa cattura del pennacchio. In Tabella 4.2 sono riassunti i principali parametri di interesse.

Tabella 4.2 Schema test a rilascio controllato – variante 2 al metodo proposto

Data	N. test	Distanza sottovento [m]	Tasso di rilascio [g s ⁻¹]	Velocità vento medio [m s ⁻¹]	Direzione vento medio [deg Nord]	Angolo tra vento e piano [deg Nord]
17/12/2024	1	1	0.086 ± 0.006	1.15 ± 0.35	263 ± 47	95 ± 15
	2	1	0.086 ± 0.007	1.76 ± 0.44	299 ± 52	78 ± 22
	3	5	0.086 ± 0.009	1.95 ± 0.29	215 ± 67	98 ± 33
	4	5	0.086 ± 0.009	1.88 ± 0.67	311 ± 96	82 ± 12
	5	10	0.086 ± 0.008	1.71 ± 0.52	201 ± 85	99 ± 16

4.5.2 Discarica per rifiuti solidi urbani

La discarica presso cui sono stati condotti i test si localizza nel Sud Italia, presso Massafra (TA) ed è gestita da CISA S.p.A. Si tratta di una discarica di servizio-soccorso annessa al complesso IPCC costituito da un impianto di trattamento dei rifiuti solidi urbani (linea di preselezione, biostabilizzazione e produzione di combustibile solido secondario) e da un impianto di recupero del biogas per la produzione di energia elettrica.

Il sito è chiuso al conferimento dei rifiuti da quattro anni e si estende su una superficie di circa 4.2 ettari, dotata di copertura provvisoria. È presente un sistema di intercettazione del percolato costituito da una rete di drenaggio a "liscia di pesce", con pendenza di circa il 2%. L'estrazione del percolato avviene attraverso pompe sommerse e inviato a tre pozzi di raccolta. Il percolato estratto dai singoli pozzi presenti nella discarica viene trasportato e avviato allo smaltimento presso impianti terzi autorizzati.

La captazione del biogas avviene attraverso pozzi distribuiti in maniera omogenea sulla superficie. Il biogas captato è quindi utilizzato per produrre energia elettrica da impianto in loco composto da tre unità di cogenerazione a combustione interna. Nel caso il recupero di energia non sia possibile (manutenzione o interventi sulla rete), il biogas viene bruciato in torcia.

I test sono stati condotti applicando il metodo descritto nel paragrafo 4.2, in due periodi distinti (luglio e settembre 2024). Non si sono verificate precipitazioni degne di nota nelle 48 ore antecedenti i voli, escludendo così possibili alterazioni sul fenomeno emissivo.

Il sistema di raccolta del percolato funzionava correttamente e la manutenzione effettuata da operatori il giorno prima ha garantito assenza di percolato o condensa nelle tubazioni. Ciascun test si è svolto con due voli sottovento al sito. Per intercettare completamente il pennacchio di emissione, il piano di misurazione è stato esteso per circa 30 metri oltre la

proiezione del sito su ciascun lato. Al termine di ogni volo, i dati sono stati analizzati per garantire che le dimensioni del piano fossero state sufficienti a catturare completamente il pennacchio. La Tabella 4.3 riassume i principali parametri operativi dei voli condotti.

Tabella 4.3 Schema test condotti in discarica.

Test	Numero di transetti	Quota di volo [m AGL]	Velocità vento medio [m s ⁻¹]	Direzione vento medio [deg Nord]	Angolo tra vento e piano [deg Nord]
Test 1					
Volo 1	4	10 - 20 - 30 - 40	4.96 ± 1.15	294 ± 107	112
Volo 2	4	10 - 20 - 30 - 40	4.77 ± 1.17	305 ± 21	115
Test 2					
Volo 1	4	10 - 15 - 20 - 25	6.56 ± 1.28	166 ± 21	83
Volo 2	4	10 - 15 - 20 - 25	7.18 ± 1.46	173 ± 18	83

Durante il secondo test è stata condotta una stima comparativa utilizzando il metodo della camera di flusso (Pearson et al., 1965). L'indagine è stata condotta in conformità alle linee guida delineate nella norma inglese "Guidance for Monitoring Landfill Gas Surface Emissions" (LFTGN), che prevede l'utilizzo della camera di accumulo all'interno di un protocollo ben strutturato. Il metodo consiste nel misurare la velocità di variazione delle concentrazioni di CH₄ all'interno di una piccola camera posta a contatto con la superficie. Le misure sono condotte su una griglia di punti distribuiti in modo casuale o secondo una maglia regolare; l'emissione superficiale per l'intero sito viene quindi derivata come media dei valori misurati o utilizzando strumenti geostatistici (Battaglini et al., 2013; Gonzalez-Valencia et al., 2016; Ishigaki et al., 2005). In totale sono stati analizzati 140 punti nell'area della discarica, cercando di distribuirli uniformemente sulla superficie. Le aree inaccessibili e quelle ad elevata pendenza sono state escluse dal monitoraggio. Per stimare l'emissione diffusa di CH₄, è stata seguita la procedura descritta da Sinclair (1974; 1991) e lo stimatore di Sichel (Sichel, 1966). Questo approccio prevede il riconoscimento delle diverse popolazioni di dati presenti nel set di misure, mediante costruzione di curve di probabilità cumulativa. Dato che abbiamo a che fare con distribuzioni log-normali, c'è la necessità di calcolare la media dei valori non logaritmici. A tale scopo, viene utilizzato lo stimatore t tabulato di Sichel, che si basa sulla varianza e dimensione del campione.

L'intervallo di confidenza del 95% viene stimato utilizzando le stesse tabelle. La Figura 4.5 evidenzia la disposizione dei punti monitorati con il metodo della camera di accumulo sul piano discarica, insieme alle traiettorie di volo per i due test condotti.



Figura 4.5 Schema dei test condotti in discarica. Le linee rosse indicano le traiettorie percorse dal drone, mentre le frecce bianche rappresentano la direzione media del vento al momento dei rilievi. La posizione della stazione meteorologica è indicata da una croce rossa. Infine, i cerchi gialli indicano i punti monitorati con la camera di flusso sul piano discarica.

4.5.3 Allevamento di bovini da latte – Sito A

L'azienda agricola A è situata nel Sud Italia, presso Castrovillari (CS) ed opera nel settore della coltivazione frutticola-cerealicola e zootecnica. Realtà consolidata e attiva anche all'estero, l'azienda è parte del distretto alimentare di qualità della piana, istituito per la tutela e la valorizzazione dei prodotti di questa terra rigogliosa e conosciuta per il suo clima e territorio particolarmente favorevoli alla produzione agricola di qualità.

Per quanto concerne l'attività zootecnica, l'azienda alleva bovini da latte di razza Frisona conferendo il latte quotidianamente prodotto alla cooperativa ASSO.LA.C. (Associazione Latte Calabrese).

La Cooperativa aggrega 48 produttori di latte vaccino operanti nelle province di Cosenza, Catanzaro, Crotone e Vibo Valentia. Questa struttura consente all'azienda di avere una presenza capillare sul territorio per affrontare le sfide della globalizzazione dei mercati. Ogni giorno vengono raccolti dalla Cooperativa oltre 1.400 hL di latte, dei quali l'85% destinati alla trasformazione in Calabria e in maggior quota nel moderno stabilimento di Castrovillari (Cs) gestito dalla Granarolo S.p.A.

L'impianto produttivo, entrato in funzione nel 2003, si estende per circa 40.000 m², di cui circa 14.000 m² coperti ed è dotato delle tecnologie più innovative per la trasformazione del prodotto.

L'azienda zootecnica A al 31 dicembre 2023 ha un numero di capi di Frisone pari a 1816, di cui 1736 femmine e 80 maschi. Per ciò che riguarda i bovini di genere maschile, questi vengono tenuti in azienda fino all'età di tre mesi e poi sono venduti per le successive fasi di accrescimento, ingrasso e macellazione.

Al momento dei test condotti erano presenti sul sito 1547 capi, ripartiti nei settori indicati di seguito (Figura 4.6):

- zona A: bovini inferiori a 6 mesi (344 capi)
- zona B: bovini di età compresa tra 6 e 24 mesi (415 capi)
- zona C: vacche in lattazione e in asciutta (914 capi).

L'impianto si completa con una zona D, in cui insistono dei biodigestori che utilizzano il letame e il liquame prodotto dall'allevamento e diverse platee per la produzione di insilati, utilizzati per l'alimentazione dei bovini.

La produzione media di latte è pari a 34 L/giorno con un contenuto di grassi e proteine che è rispettivamente pari al 3.38% e 3.55%. Numerosi dati forniti dall'azienda (peso dei bovini, incremento ponderale giornaliero, composizione della razione alimentare) hanno permesso di effettuare una valutazione statistica basata su metodologia IPCC di livello 2 delle emissioni di CH₄ dal sito, attribuibili per la quasi totalità alla fermentazione enterica che caratterizza il processo digestivo dei bovini e dei ruminanti in generale.

I test si sono svolti su tre momenti differenti, compresi tra luglio e ottobre 2024, secondo obiettivi che miravano a stimare il tasso di emissione enterica dall'intero sito e da alcune stalle di riferimento. In totale sono stati condotti 14 voli all'interno del sito ad una quota

minima di 10 m AGL, per evitare che la piattaforma UAV potesse spaventare i ruminanti presenti al momento dei rilievi.

Sono state evitate manovre improvvise durante il volo, con virate lente in corrispondenza di curve o lievi variazioni di quota. In Tabella 4.4 vengono riassunti i principali parametri operativi dei test condotti.



Figura 4.6 Schema delle aree di interesse per i test condotti presso il sito A. Bovini inferiori a 6 mesi (zona A); bovini 6-24 mesi (zona B); vacche in lattazione e in asciutta (zona C); digestori anaerobici (zona D).

Tabella 4.4 Schema test condotti presso il sito A.

Data	N. test	Numero di transetti	Quota di volo [m AGL]	Velocità medio vento [m s ⁻¹]	Direzione vento medio [deg Nord]	Angolo tra vento e piano [deg Nord]
24/07/2024	1	6	10-25-35-40-50-60	2.40 ± 0.88	243 ± 52	83 ± 39
	2	4	10-15-25-30	2.79 ± 1.04	250 ± 50	90 ± 45
25/09/2024	1	4	15-20-25-30	1.36 ± 0.48	169 ± 348	105 ± 96
	2	4	15-20-25-30	1.95 ± 0.55	205 ± 286	92 ± 82
	3	4	15-20-25-30	1.98 ± 0.68	178 ± 319	75 ± 53
	4	4	15-20-25-30	1.81 ± 0.49	198 ± 51	70 ± 65

Tabella 4.4 (Continua)

Data	N. test	Numero di transetti	Quota di volo [m AGL]	Velocità vento medio [m s ⁻¹]	Direzione vento medio [deg Nord]	Angolo tra vento e piano [deg Nord]
11/10/2024	1	6	10-15-20-25-30-35	3.10 ± 1.20	228 ± 38	78 ± 62
	2	6	10-15-20-25-30-35	2.30 ± 1.04	226 ± 30	71 ± 44
	3	6	10-15-20-25-30-35	2.60 ± 1.07	241 ± 35	80 ± 33
	4	5	10-15-25-30-35	1.60 ± 0.70	222 ± 56	78 ± 51
	5	6	10-15-20-25-30-35	-*	-*	-*
	6	6	10-15-20-25-30-35	2.30 ± 0.80	114 ± 37	116 ± 85
	7	6	10-15-20-25-30-35	2.31 ± 0.79	249 ± 105	135 ± 32
	8	5	15-20-25-30-35	0.93 ± 0.28	132 ± 53	102 ± 77

*vento non registrato correttamente per problemi tecnici con la stazione meteorologica

Nelle figure seguenti sono riassunti gli schemi di volo per le tre giornate di rilievo svolte presso il sito A. Per i rilievi a traccia singola o parallele viene anche mostrata la direzione media del vento.



Figura 4.7 Schemi di volo per il sito A - rilievo del 24/07/2024.

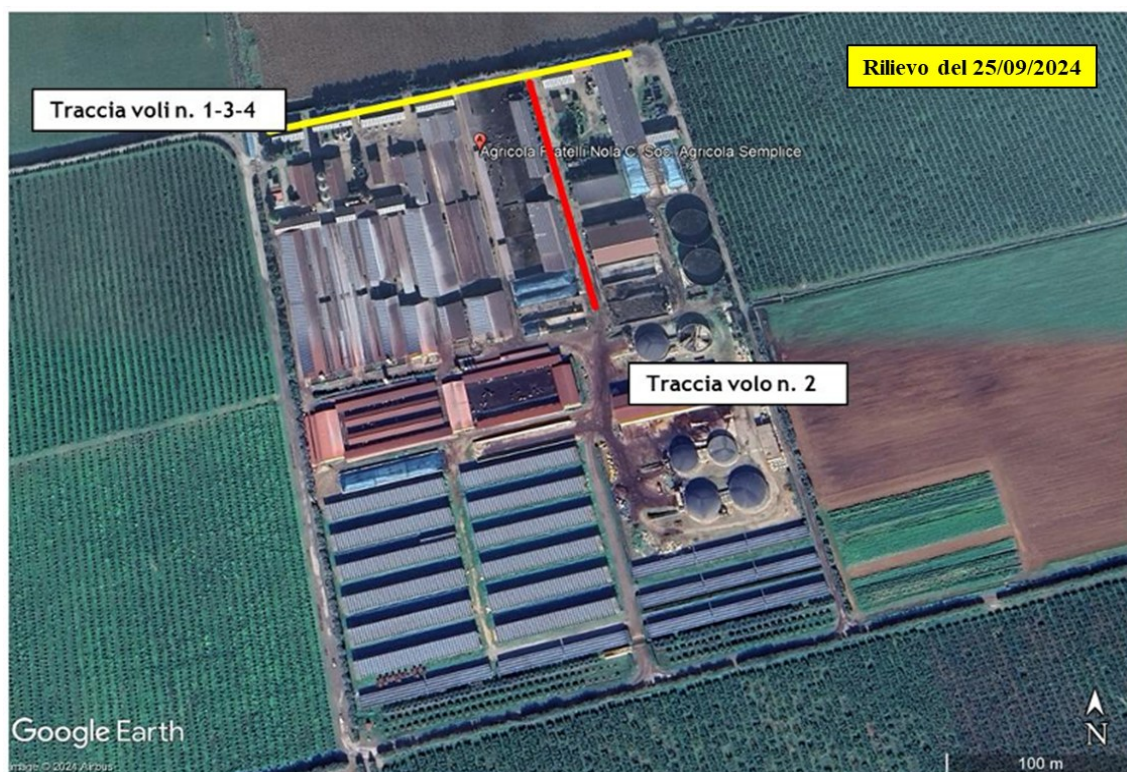


Figura 4.8 Schemi di volo per il sito A - rilievo del 25/09/2024.

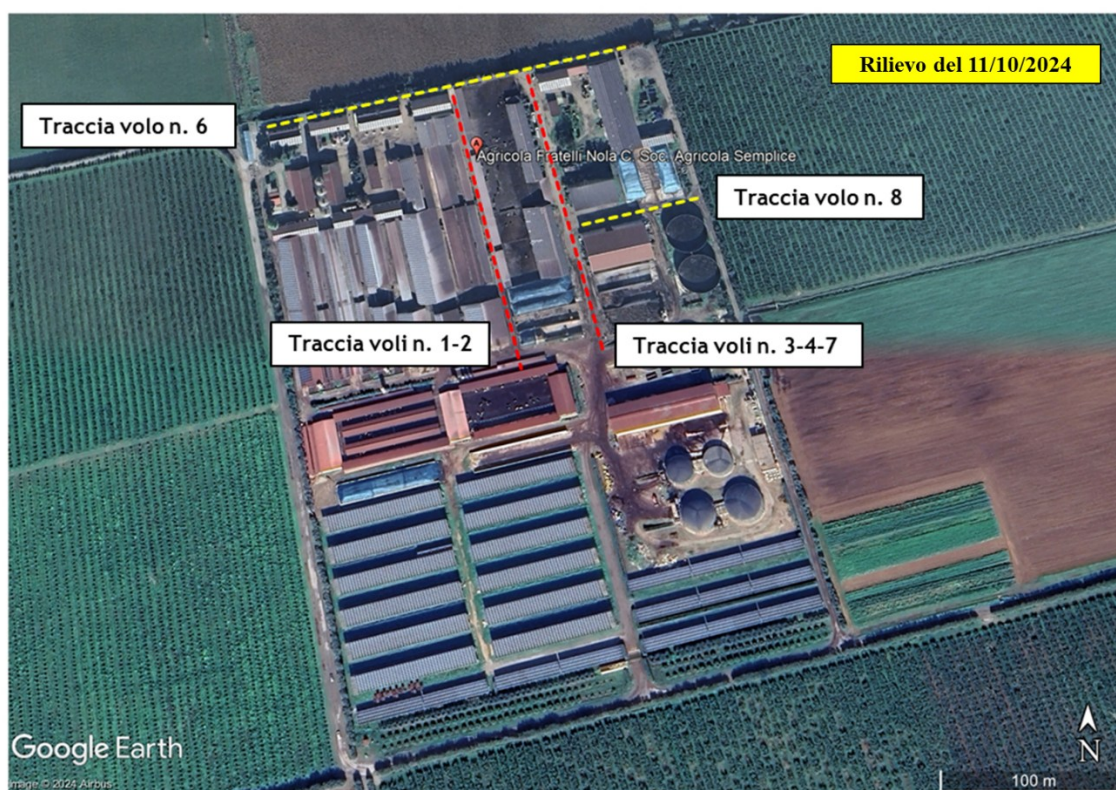


Figura 4.9 Schemi di volo per il sito A - rilievo del giorno 11/11/2024. Non viene riportato il volo 5 perché scartato a causa di problemi tecnici con l'anemometro a terra.

4.5.4 Allevamento di bovini da latte – Sito B

L'allevamento B è situato nel Centro Italia, presso Serra de' Conti (AN) e rappresenta un sistema organizzativo e gestionale in piena trasformazione, con importanti investimenti per la realizzazione di stalle moderne progettate secondo i più avanzati criteri di gestione. Questo allevamento si distingue per l'adozione di alcune tecnologie all'avanguardia e un approccio orientato al benessere animale.

Il sito ospita vacche in lattazione e vitelli fino all'età di sei mesi. Questi ultimi, raggiunta l'età di sei mesi, sono trasferiti in un secondo allevamento di proprietà e allevati per circa un anno. Raggiunta l'età riproduttiva vengono nuovamente trasferiti al sito B originario. Al momento dei test condotti erano presenti sul sito 538 capi, ripartiti nei settori di seguito elencati (Figura 4.10):

- zona A: vacche in lattazione (299 capi)
- zona B: locale mungitura
- zona C: vacche in lattazione (69 capi), in asciutta (124 capi) e manzette di età inferiore a 6 mesi (46 capi)
- zona D: stoccaggio letame all'aperto
- zona E: digestore anaerobico per la produzione di biogas.



Figura 4.10 Immagine satellitare del sito con indicazione delle strutture componenti.

In totale sono stati eseguiti 14 voli, suddivisi su due giornate di rilievo (25-26 novembre 2024). Nel corso del secondo giorno di rilievo, sono stati effettuati due voli per stimare il tasso di emissione da alcuni cumuli di letame stoccati all’aperto. I contributi sono quindi stati rimossi dalla quantificazione del flusso per evitare di sovrastimare l’apporto causato dalla fermentazione enterica nei bovini da latte presenti sul sito.

In tabella 4.5 sono riassunti i principali parametri di interesse per ciascun volo eseguito, mentre nelle figure successive sono rappresentate le tracce dei piani scansionati dal drone.

Tabella 4.5 Schema test condotti presso il sito B.

Data	N. test	Numero di transetti	Quota di volo [m AGL]	Velocità vento medio [m s ⁻¹]	Direzione vento medio [deg Nord]	Angolo tra vento e piano [deg Nord]
25/11/2024	1	7	10-15-20-25-30-35-40	0.30 ± 0.37	285 ± 17	85 ± 33
	2	7	10-15-20-25-30-35-40	1.20 ± 0.56	271 ± 11	107 ± 38
	3	7	10-15-20-25-30-35-40	1.31 ± 0.34	258 ± 12	72 ± 41
	4	7	10-15-20-25-30-35-40	1.10 ± 0.47	292 ± 11	98 ± 36
	5	7	10-15-20-25-30-35-40	0.40 ± 0.24	225 ± 21	101 ± 59
	6	7	10-15-20-25-30-35-40	0.40 ± 0.41	275 ± 45	115 ± 35
	7	7	10-15-20-25-30-35-40	0.40 ± 0.26	283 ± 12	155 ± 39
	8	7	10-15-20-25-30-35-40	0.50 ± 0.22	293 ± 85	104 ± 68
26/11/2024	1	7	10-15-20-25-30-35-40	1.53 ± 0.58	249 ± 82	109 ± 67
	2	7	10-15-20-25-30-35-40	1.32 ± 0.94	242 ± 47	98 ± 33
	3	7	10-15-20-25-30-35-40	1.27 ± 0.87	222 ± 18	115 ± 23
	4	5	10-15-25-30-35-40	1.11 ± 0.43	239 ± 44	75 ± 29
	5	2	10-15-20	1.35 ± 0.55	243 ± 68	81 ± 41
	6	2	10-15-20	1.15 ± 0.40	237 ± 16	108 ± 49

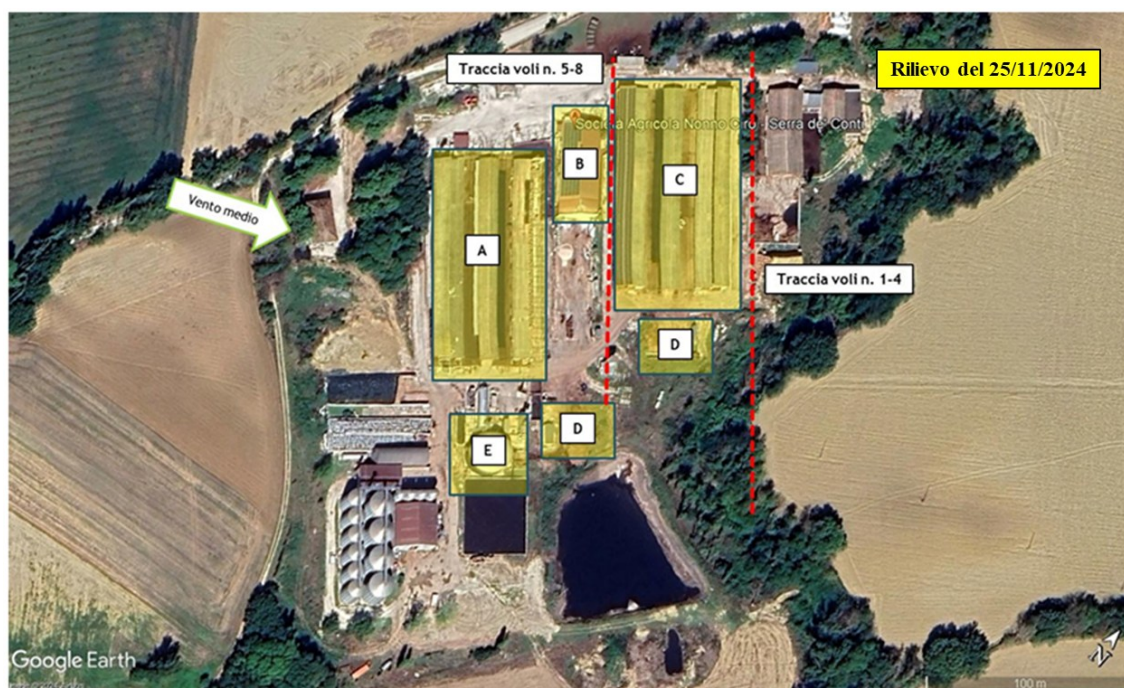


Figura 4.11 Schemi di volo per il sito B - rilievo del 25/11/2024.

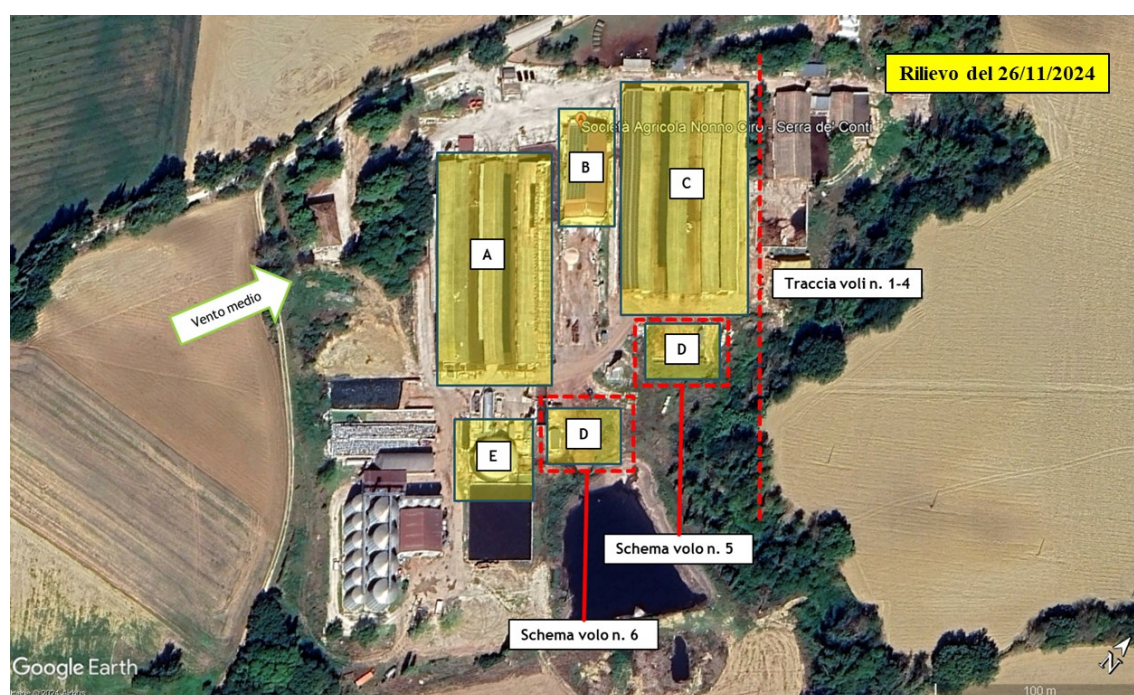


Figura 4.12 Schemi di volo per il sito B - rilievo del 26/11/2024.

4.5.5 Allevamento di bovini da latte – Sito C

L'allevamento C è situato nel Nord Italia, presso Cingia De Botti (CR) e rappresenta un esempio d'eccellenza nell'allevamento bovino, grazie alla realizzazione di moderne stalle progettate secondo i più avanzati criteri di gestione. Questo innovativo allevamento, di

proprietà della famiglia Federici, si distingue per l'adozione di tecnologie all'avanguardia e un approccio orientato al benessere animale. Il complesso si estende su una superficie di 1.5 ha e rappresenta un vero e proprio modello di Precision Farming 4.0. In Figura 4.13 è mostrata una immagine satellitare del sito.

Le strutture sono suddivise in due aree principali, ognuna destinata a specifiche categorie di animali. La prima area è riservata alle primipare e presenta diverse zone concepite per garantire il massimo benessere animale: una zona di steaming up, un'infermeria, sale parto e un'area semplificata per l'addestramento alla produzione (equipaggiata con due moderni robot di mungitura). La seconda area è dedicata alle pluripare, ospitando al momento dei test 720 vacche tra lattazione e asciutta, tutte dotate di moderni sistemi automatizzati.

Particolare attenzione è stata riservata alla fase delicata dello svezzamento, attivando due strutture moderne e funzionali. Una di queste è dedicata ai vitellini nei loro primi 20 giorni di vita, con box monocellulari sopraelevati forniti di elementi studiati appositamente per garantire il benessere animale (cupolino centrale, sistemi di raffrescamento, un sistema di pulizia tramite flushing). Inoltre, la presenza del calf rail permette una somministrazione flessibile delle razioni, con possibilità di distribuire più volte nello stesso giorno (fino a otto volte). L'altra struttura è concepita per lo svezzamento in gruppo ed è dotata di cinque box a terra con allattatrici automatiche. Come per i precedenti siti, sono di seguito forniti i parametri operativi dei test condotti su tre rilievi distinti e i relativi schemi di volo.



Figura 4.13 Immagine satellitare del sito con indicazione delle strutture componenti.

Tabella 4.6 Schema test condotti presso il sito C.

Data	N. test	Numero di transetti	Quota di volo [m AGL]	Velocità vento medio [m s⁻¹]	Direzione vento medio [deg Nord]	Angolo tra vento e piano [deg Nord]
23/10/2024	1	4	10-15-20-25	0.65 ± 0.37	62 ± 97	41 ± 29
	2	4	10-15-20-25	0.77 ± 0.19	56 ± 53	38 ± 35
	3	4	10-15-20-25	0.82 ± 0.21	100 ± 95	101 ± 33
	4	4	10-15-20-25	0.78 ± 0.33	101 ± 102	100 ± 54
	5	5	10-15-20-25-30	0.75 ± 0.45	97 ± 84	98 ± 47
	6	5	10-15-20-25-30	0.89 ± 0.27	91 ± 89	94 ± 27
	7	5	10-15-20-25-30	0.76 ± 0.57	91 ± 101	94 ± 39
	8	6	10-15-20-25-30-35	0.92 ± 0.18	87 ± 103	90 ± 49
	9	6	10-15-20-25-30-35	1.03 ± 0.21	97 ± 78	99 ± 41
	10	5	10-15-20-25-30	0.89 ± 0.52	109 ± 57	102 ± 31
24/10/2024	1	7	10-15-20-25-30-35-40	0.70 ± 0.62	81 ± 74	98 ± 38
	2	7	10-15-20-25-30-35-40	0.77 ± 0.23	95 ± 62	101 ± 45
	3	5	10-15-20-25-30	0.75 ± 0.33	77 ± 59	82 ± 41
	4	6	10-15-20-25-30-35	0.79 ± 0.18	75 ± 95	85 ± 47
	5	5	10-15-20-25-30	0.80 ± 0.42	74 ± 63	83 ± 39
	6	5	10-15-20-25-30	0.66 ± 0.31	33 ± 16	38 ± 35
05/11/2024	1	7	10-15-20-25-30-35-40	2.05 ± 0.28	301 ± 11	99 ± 28
	2	7	10-15-20-25-30-35-40	2.05 ± 0.13	277 ± 10	101 ± 42
	3	7	10-15-20-25-30-35-40	1.85 ± 0.39	269 ± 33	85 ± 26
	4	7	10-15-20-25-30-35-40	1.50 ± 0.22	315 ± 27	94 ± 41
	5	7	10-15-20-25-30-35-40	1.96 ± 0.15	291 ± 19	103 ± 33
	6	7	10-15-20-25-30-35-40	1.90 ± 0.18	292 ± 11	81 ± 26
	7	7	10-15-20-25-30-35-40	1.32 ± 0.13	277 ± 22	95 ± 44
	8	7	10-15-20-25-30-35-40	1.24 ± 0.21	271 ± 17	102 ± 31

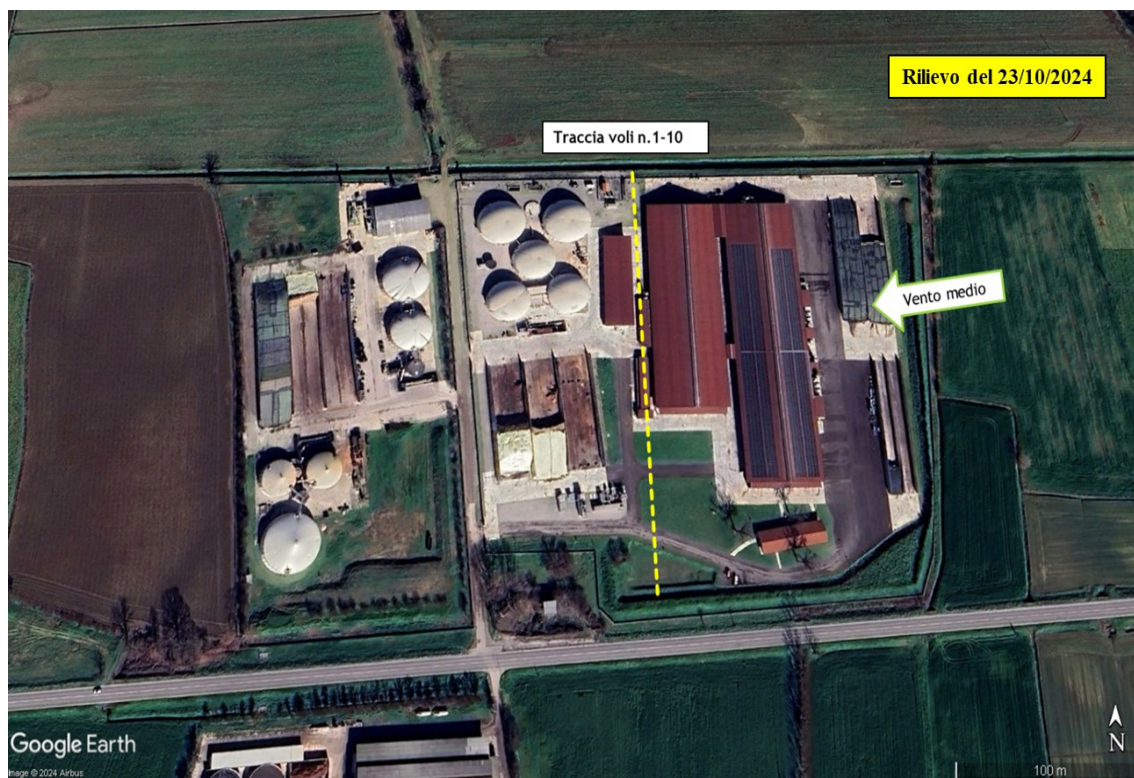


Figura 4.14 Schemi di volo per il sito C - rilievo del 23/10/2024.

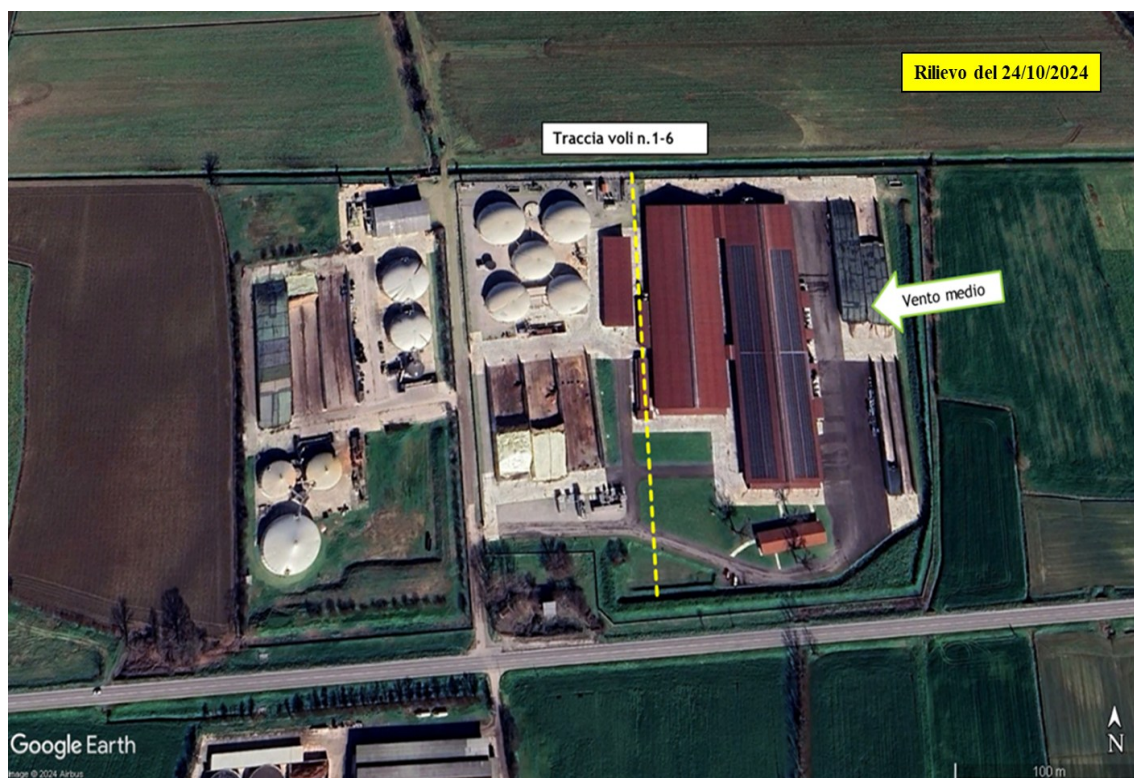


Figura 4.15 Schemi di volo per il sito C - rilievo del 24/10/2024.



Figura 4.16 Schemi di volo per il sito C - rilievo del 05/11/2024.

5 RISULTATI E DISCUSSIONE

Il presente capitolo si propone di illustrare e discutere i risultati conseguiti applicando la metodologia UAV-based sviluppata durante il percorso di dottorato. In particolare, sono descritti e analizzati in dettaglio i flussi di CH_4 stimati in condizioni di rilascio controllato e in presenza di emissioni reali presso quattro differenti siti (una discarica per rifiuti solidi urbani e tre allevamenti di bovini da latte). Si propone poi di delineare non solo i risultati quantitativi e qualitativi emersi dai test, ma anche di affrontare i fattori operativi di campo che influenzano la precisione e l'accuratezza del dato finale.

5.1 Test a rilascio controllato

In questa sezione sono riassunti e discussi i risultati ottenuti dai test sperimentali condotti in condizioni di rilascio controllato, applicando la variante 1 e 2 alla metodologia proposta in questo lavoro. Come già sottolineato nel paragrafo 4.5.1, la scala spaziale del sito non consentiva di effettuare voli a più di 20 m dalla sorgente. In tali condizioni, il pennacchio emissivo è in gran parte prossimo al suolo e lo schema descritto nel paragrafo 4.2 diventa complesso da applicare: i transetti, infatti, dovrebbero seguire un passo verticale molto fitto perché si possa cogliere una variazione apprezzabile tra due misure a differenti quote AGL. Con riferimento alla variante 1 (paragrafo 5.1.1), sono analizzate le distribuzioni statistiche delle concentrazioni di CH_4 (5.1.1.2) e i loro profili verticali sul piano di misurazione (5.1.1.3).

La sezione 5.1.1.4 descrive e confronta i flussi di CH_4 ottenuti con due differenti ipotesi metodologiche testate: l'utilizzo di un profilo logaritmico per la ricostruzione del profilo di vento (VL) e della velocità scalare misurata dalla stazione meteorologica a 2 m AGL (VS). Questi due approcci sono messi a confronto e discussi nella sezione 5.1.1.5.

Con riferimento alla variante 2 (paragrafo 5.1.2), sono forniti e discussi i risultati ottenuti a differenti distanze sottovento rispetto alla fonte emissiva simulata (1-5-10 m) (sezione 5.1.2.1). Non essendo la misurazione direttamente influenzata dalla velocità del vento e dall'associazione con i dati di concentrazione, si è deciso di sfruttare i test condotti per comprendere quanto la valutazione errata del fondo ambientale incida sul risultato finale. A tal proposito, la sezione 5.2.1.2 discute i flussi stimati mediante un fondo ambientale assunto pari alla mediana e al 25-esimo percentile della distribuzione (come descritto in dettaglio nel paragrafo 4.2.2).

5.1.1 Variante 1 al metodo proposto

La variante 1 al metodo proposto rappresenta un bilancio di massa ruotato ortogonalmente alla direzione nadirale. Lo schema di volo consiste in una forma dinamica di hovering, in cui il moto del drone è vincolato sulla direzione z ed esegue rapide scansioni lungo la verticale (abbassandosi e alzandosi ripetutamente rispetto ad un punto fisso a terra). Il flusso è quindi stimato come media sul numero di scansioni effettuate durante il rilievo.

5.1.1.1 Incrementi di CH_4 sopra il fondo ambientale

In Figura 5.1 è mostrata la distribuzione degli incrementi medi di CH_4 rispetto al fondo ambientale per i 20 test validi, aggregati in funzione della distanza dal punto di emissione. I valori medi sono ricavati dividendo ogni misura per la lunghezza del rispettivo percorso ottico. È evidente un netto decremento dei ppm medi all'aumentare della distanza dalla sorgente. Si passa da 40.6 ppm a 1 m (Figura 5.1 a) a 4.7 ppm a 10 m (Figura 5.1 b), fino a scendere a 0.96 ppm a 20 m (Figura 5.1 c).

Analogamente, la concentrazione massima osservata a 1 m dalla fonte (966 ppm) si riduce del 70% a 10 m e del 98% a 20 m. Ciò rappresenta una chiara espressione del fenomeno advettivo-diffuso che caratterizza l'emissione e dei meccanismi di trasporto collegati.

Una particolarità del sensore OP-TDLAS a percorso variabile è che la sensibilità dipende dalla lunghezza del percorso ottico. A condizione che la potenza del segnale di ritorno sia adeguata a garantire l'affidabilità della misura e che il valore letto sia superiore al rumore di fondo, il Laser Falcon può rilevare la presenza di CH_4 quando la concentrazione totale raggiunge il valore minimo di 1 ppm-m. La lunghezza del percorso ottico nei test condotti era di circa 50 m, che si traduce in una sensibilità di 0.02 ppmv.

Come è noto, la dispersione trasversale del pennacchio nella direzione orizzontale è più marcata rispetto a quella verticale durante il trasporto (sebbene l'incidenza dipenda dalla stabilità atmosferica). Tale aspetto può compromettere la risoluzione spaziale del sensore quando viene equipaggiato su un drone in posizione nadirale, limitando il rilevamento di un'emissione di CH_4 dell'ordine di 0.011 g s^{-1} a meno di 10 m dalla sorgente (Golston et al., 2018; Yang et al., 2018). Per aumentare il rapporto segnale/rumore occorre rilevare elevate concentrazioni di CH_4 sopra il fondo ambientale.

Orientare il percorso ottico in orizzontale permette di sfruttare la dispersione trasversale e mantenere le letture sopra il limite di rilevabilità dello strumento per distanze maggiori dal punto emissivo (rispetto alla configurazione nadirale). È stato così possibile catturare pienamente gli incrementi di CH_4 a più di 10 m dalla sorgente (Figura 5.1 c).

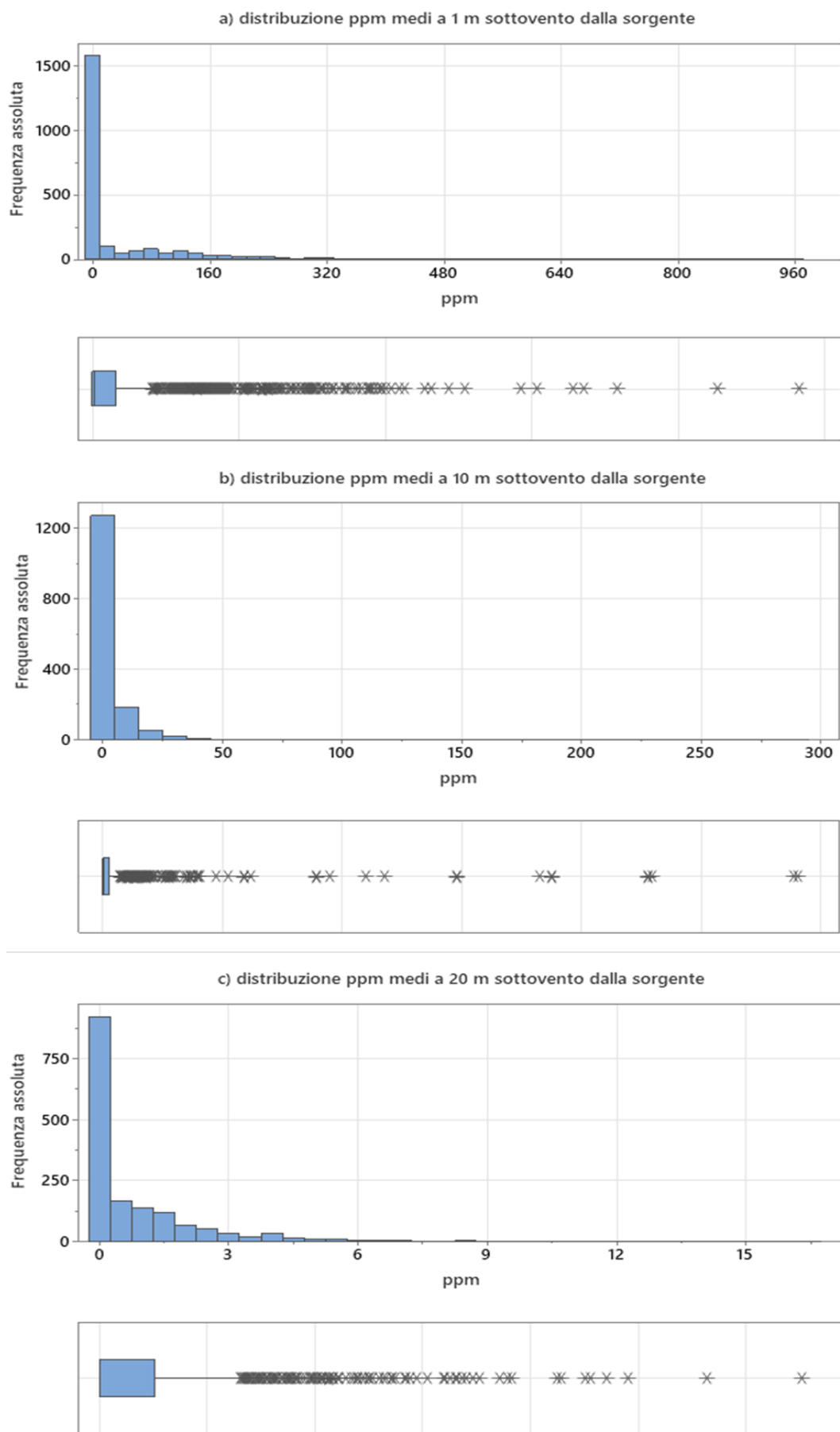


Figura 5.1 Distribuzione ppm mediati a 1 m (a), 10 m (b) e 20 m (c), sottovento rispetto alla sorgente.

Per meglio comprendere come l'orientamento del cammino ottico incida sulla risoluzione spaziale, sono state effettuate delle simulazioni con un modello lagrangiano a particelle in entrambe le configurazioni. L'obiettivo è stato quantificare la percentuale di cattura a crescenti distanze sottovento (da 1 m fino a 50 m) da un punto emissivo di CH₄ a livello del suolo con tasso pari a 0.050 g s⁻¹. Le simulazioni sono avvenute in condizioni neutre di stabilità atmosferica, su una superficie pianeggiante priva di ostacoli coltivata a prato (rugosità superficiale 2 cm) e con diverse velocità del vento (da 1 a 5 m s⁻¹).

È stato definito un piano sottovento alla sorgente e normale alla direzione del vento, con larghezza pari a 50 m e altezza di 10 m, centrato rispetto al punto di emissione. Il piano è stato scansionato simultaneamente da analizzatori lineari per misurare le concentrazioni integrate sul percorso ottico (ppm-m), con passo di 10 cm per la configurazione verticale e 2 cm per quella orizzontale.

Al termine di ogni simulazione, le concentrazioni integrate misurate venivano rapportate a quelle che superavano il valore di 1 ppm-m (pari alla sensibilità dello strumento). Il test veniva quindi ripetuto aumentando man mano la velocità del vento fino a 5 m s⁻¹, quindi si incrementava la distanza dalla sorgente di un metro e si ripeteva la procedura fino a raggiungere i 50 m. La distanza limite è stata definita in base alla capacità della finestra di catturare totalmente il pennacchio.

I risultati sono presentati in Figura 5.2 per la configurazione verticale (a) e in Figura 5.2 per quella orizzontale (b). Come previsto, la risoluzione spaziale peggiora con l'aumento della velocità del vento per entrambi i settaggi. Equipaggiando il sensore OP-TDLAS con orientamento nadirale rispetto al suolo, la distanza massima di rilevamento si riduce con la velocità del vento in maniera marcata (35 m con 2 m s⁻¹, 20 m con 3 m s⁻¹, 15 m con 4 m s⁻¹, 10 m con 5 m s⁻¹). A 50 m con un vento di 1 m s⁻¹, il sistema rileva soltanto il 50% dell'emissione totale.

L'orientamento orizzontale del sensore permette recuperi nettamente migliori, riuscendo a captare il 30% dell'emissione a 50 m dalla sorgente quando il vento è pari a 5 m s⁻¹ e il 95% con un vento di 1 m s⁻¹.

Questi risultati sono stati dedotti ipotizzando condizioni neutre di stabilità atmosferica; è prevedibile, pertanto, che le percentuali di cattura e le distanze massime di rilevamento aumentino con classi di stabilità più elevate e peggiorino in condizioni di instabilità.

Inoltre, il modello esegue le simulazioni sotto ipotesi stazionarie. Con un vento costante di 1 m s⁻¹, un'emissione impiega 50 secondi per percorrere 50 m. A causa della turbolenza atmosferica, è improbabile che non vi siano variazioni in velocità e/o direzione durante

questo intervallo. Ciò porta a ritenere che le curve reali possano essere caratterizzate da pendenze maggiori oppure risultare una combinazione di quelle rappresentate in Figura 5.2. Questo scostamento dovrebbe aumentare con il tempo di volo, risultando minimo in prossimità della sorgente e massimo a 50 m con venti deboli (1 m s^{-1}).

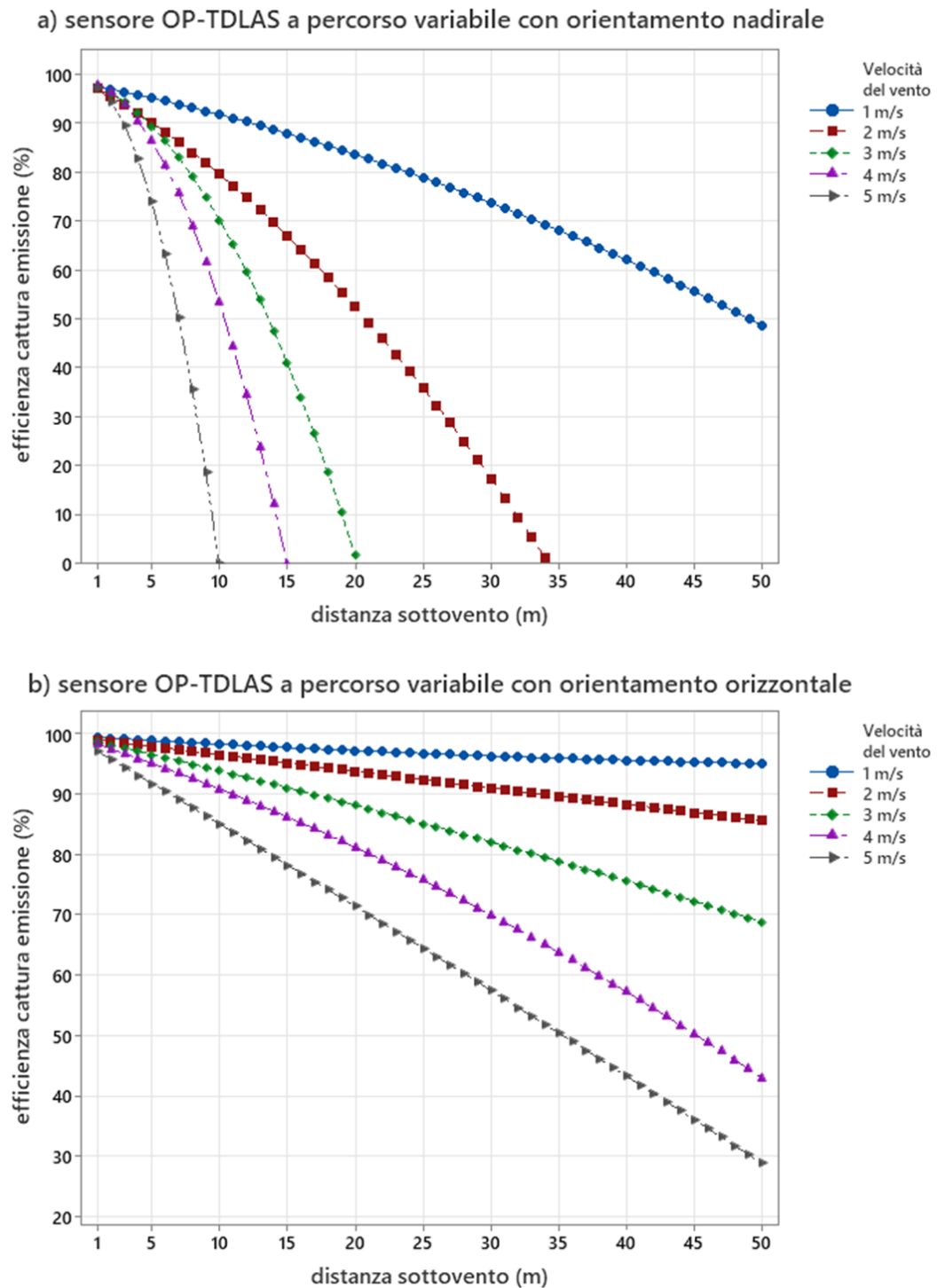


Figura 5.2 Efficienza di cattura dell'emissione per diversi orientamenti del sensore OP-TDLAS a percorso variabile: a) orientamento nadirale e b) orientamento orizzontale rispetto al suolo.

5.1.1.2 Profili verticali delle concentrazioni medie di CH₄

L'estensione del pennacchio è funzione della sua distanza sottovento rispetto al punto di emissione e dalla stabilità atmosferica. In condizioni di marcata stabilità i moti convettivi sono fortemente inibiti, a vantaggio del trasporto orizzontale lungo la direzione del vento medio. Ciò tende a mantenere basso il pennacchio di emissione durante il trasporto.

All'aumentare dell'instabilità atmosferica, i contributi convettivi diventano sempre più significativi e portano ad una prevalenza dei moti verticali, che comporta una dispersione trasversale del gas più in altezza che nella direzione longitudinale.

In Figura 5.3 vengono mostrati i profili verticali degli incrementi di CH₄ relativi ai 20 test condotti, suddivisi in base alla distanza sottovento dal punto di emissione. I risultati in prossimità della sorgente (1 m) evidenziano un trasporto orizzontale medio al di sotto dei 4 m. Le concentrazioni medie sono caratterizzate da un leggero decremento con l'altezza, raggiungendo il picco a 1.57 m (966 ppm) e il minimo a 4.16 m (5.43 ppm).

Anche a 10 m dal punto di emissione il trasporto orizzontale si esaurisce entro i 4 m dal suolo, ma il trend decrescente è meno osservabile a ragione della maggiore dispersione turbolenta in atmosfera indotta dalla distanza.

I test effettuati a 20 m suggeriscono degli incrementi di CH₄ oltre l'altezza massima misurata (8.5 m) e il picco di concentrazione si osserva a 4.72 m dal suolo.

Probabilmente l'altezza del piano verticale non è stata sufficiente a catturare totalmente il pennacchio a questa distanza, oppure il numero di mediazioni eseguito (4 per ciascun volo) non è risultato idoneo per definire una morfologia rappresentativa dell'emissione.

I risultati sono coerenti con quelli ottenuti da Dejardins et al. (2004), che hanno effettuato vari test a rilascio controllato di CH₄ in condizioni simili. Rispetto alla distanza massima di rilevamento di 30 m stimata dagli autori, lo studio qui condotto limita a 20 m sottovento il limite per stimare un flusso di CH₄ con percorsi ottici di 50 m.

Dato che la posizione della sorgente è stata centrale rispetto al piano di misura in entrambi i settaggi, si ritiene utile incrementare l'estensione orizzontale della finestra effettuando più misure e integrando i dati misurati. Si potrebbe ad esempio allargare la finestra a 100 m e dividere la misura su due piani verticali distinti (0 – 50 m e 50 – 100 m), stimando il flusso totale di CH₄ come somma dei due contributi.

Per motivi pratici, sarà abbastanza difficile estendere le altezze di misurazione oltre i 10 m di altezza. L'ostacolo può essere superato utilizzando due droni sincronizzati in un volo simultaneo, con il primo che equipaggia il sensore OP-TDLAS e il secondo che trasporta un piccolo pannello retroriflettente e segue i movimenti del primo.

L'utilizzo di un drone dotato di pannello retroriflettente è già stato osservato in letteratura (Cossel et al., 2023; Soskind et al., 2023), anche se il rilevatore in questi studi è fisso a terra. Vi sono infatti forti restrizioni normative in materia di volo che rendono ad oggi poco pratico tanto lo sviluppo quanto la gestione di un volo simultaneo con più droni. In alternativa si potrebbe equipaggiare il pannello retroriflettente a bordo di palloni a gas frenati, dal momento che in numerose normative locali sono assimilati ai tralicci (fino a 50 m) e non necessitano di alcun permesso (né influiscono sul rilascio dell'autorizzazione di volo). Il sistema però rischia di essere poco flessibile e a costi notevolmente più elevati.

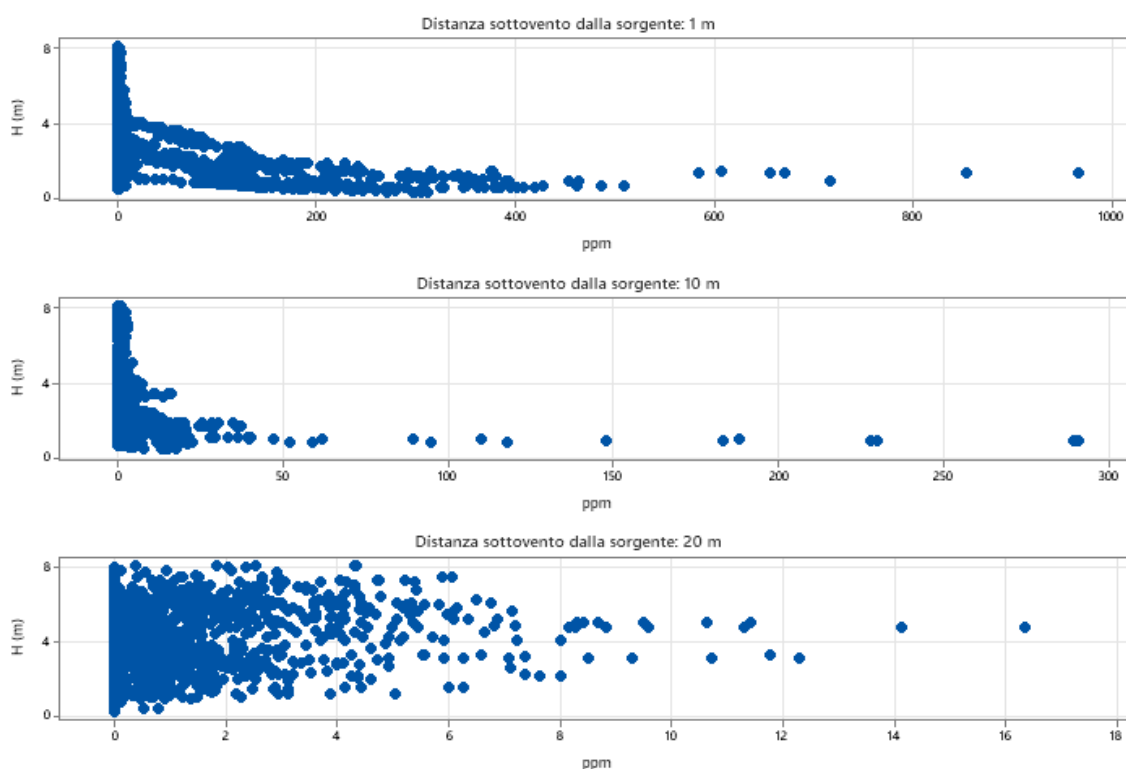


Figura 5.3 Profili verticali concentrazione media di CH₄ a differenti distanze sottovento dalla sorgente.

5.1.1.3 Tassi di emissione stimati

I flussi di CH₄ (g s⁻¹) stimati per ciascun test sono riassunti in Tabella 5.1, differenziati in base all'approccio utilizzato per la trattazione dei dati di vento (scalare VS e logaritmico VL). Entrambi gli approcci evidenziano un buon grado di accordo con l'emissione reale; tuttavia, l'ipotesi di un profilo logaritmico del vento sembra apparire più robusta di quella scalare. Il primo metodo presenta infatti errori medi assoluti inferiori (1.9-10.3%) rispetto all'utilizzo del vento scalare (2.3-37.8%), con una tendenza all'incremento dell'errore in funzione della distanza sottovento dal punto di rilascio.

Questi risultati indicano che l'approccio basato sul vento logaritmico potrebbe essere più accurato.

Anche nell'approccio VS l'errore medio assoluto tende ad aumentare con la distanza dalla sorgente, ma il trend è meno evidente e si possono osservare errori dello stesso ordine di grandezza sia a un metro sottovento (test 9: 36.9%; test 10: 20.8%; test 15: 17.4%) che a 20 m (test 7: 23.2%; test 13: 28.4%; test 14: 37.8%).

Quando si utilizza un bilancio di massa aereo per stimare il flusso di metano in atmosfera, il vento è un parametro fondamentale e ad esso è attribuibile gran parte dell'incertezza totale sulla stima effettuata, insieme alla variabilità del fondo ambientale durante il volo (Allen et al., 2019).

È quindi importante stimare con adeguata precisione il campo di vento, al fine di associare a ciascun dato di concentrazione misurato la velocità del vento che meglio approssima il valore reale. L'errore risulta inoltre accentuato in prossimità della fonte di emissione, a causa di una scarsa miscelazione verticale del pennacchio. Questo comporta un'elevata variabilità nelle concentrazioni di CH₄, che rischia di non essere catturata dal rilievo e compromettere quindi la rappresentatività del risultato.

L'approccio VL tende ad una leggera sottostima del flusso reale emesso (Figura 5.4). L'unica eccezione è rappresentata dai test 19 e 20, condotti a 10 m dalla sorgente in condizioni di vento debole. Tali circostanze non favoriscono un idoneo flusso advettivo sul gas emesso, che tende a stazionare e viene quindi ripetutamente letto dal sensore.

L'approccio VS non manifesta un trend evidente; il flusso di CH₄ è stato sia sovrastimato (8 test) che sottostimato (12 test). Nei test 7,9,10,13,14 la sovrastima ha superato il 20% del tasso di emissione reale e la quasi totalità si riferisce a misurazioni condotte a 20 m sottovento.

In Figura 5.5 sono riassunte le efficienze di cattura dei due approcci testati. L'approccio VL ha mostrato un'efficienza media costante (intorno al 98%), indipendentemente dalla distanza. L'utilizzo del vento scalare invece sovrastima a 1 m (103%) e a 20 m (120%), mentre tende a sottostimare a 10 m (94%).

I risultati sono coerenti con quelli ottenuti da Morales et al. (2022), che hanno evidenziato un errore medio usando il vento scalare superiore del 4% rispetto a quello logaritmico in condizioni ottimali.

In definitiva, l'ipotesi di un profilo logaritmico del vento si è rivelato un approccio più robusto rispetto all'utilizzo del vento scalare. Mentre il primo ha catturato l'emissione con uno scarto minimo (2%) rispetto al flusso reale, il secondo risente delle fluttuazioni

turbolente tipiche dei fenomeni di trasporto e ciò si traduce in errori maggiori. La ridotta deviazione standard è attribuibile alla rapidità del rilievo, che consente di ripetere quattro scansioni in meno di 40 secondi.

Si osserva infine come le percentuali di cattura per l'approccio VL siano perfettamente comparabili con quelle riportate in Figura 5.3 che riportano delle efficienze comprese tra il 95 e il 100% per distanze inferiori a 20 m con venti compresi tra 1 e 2 m s⁻¹ (condizioni dei test condotti in campo).

Tabella 5.1 Risultati test a rilascio controllato – variante 1 al metodo proposto. I termini VL e VS indicano rispettivamente l'approccio basato sul profilo logaritmico e scalare del vento.

Data	N. test	Distanza sottovento [m]	Tasso di rilascio [g s ⁻¹]	Approccio LW [g s ⁻¹]	Approccio SW [g s ⁻¹]	VL	VS
						Errore assoluto medio	Errore assoluto medio
15/01/2024	1	1	0.086 ± 0.006	0.085 ± 0.004	0.082 ± 0.002	3.6%	5.2%
	2	1	0.086 ± 0.007	0.085 ± 0.002	0.086 ± 0.003	2.1%	2.3%
	3	1	0.086 ± 0.009	0.083 ± 0.002	0.090 ± 0.002	3.8%	5.1%
	4	10	0.091 ± 0.009	0.089 ± 0.006	0.084 ± 0.004	6.0%	8.4%
	5	10	0.091 ± 0.008	0.090 ± 0.007	0.087 ± 0.004	5.5%	5.3%
	6	20	0.078 ± 0.007	0.077 ± 0.012	0.077 ± 0.006	6.8%	5.4%
	7	20	0.078 ± 0.006	0.076 ± 0.010	0.096 ± 0.007	10.3%	23.2%
16/01/2024	8	1	0.086 ± 0.007	0.082 ± 0.002	0.082 ± 0.003	4.5%	4.6%
	9	1	0.086 ± 0.009	0.083 ± 0.002	0.118 ± 0.004	3.6%	36.9%
	10	1	0.086 ± 0.007	0.085 ± 0.003	0.104 ± 0.003	1.9%	20.8%
	11	10	0.091 ± 0.008	0.090 ± 0.004	0.084 ± 0.004	3.2%	8.0%
	12	10	0.091 ± 0.007	0.089 ± 0.007	0.084 ± 0.005	4.0%	8.0%
	13	20	0.078 ± 0.007	0.072 ± 0.005	0.100 ± 0.006	8.9%	28.4%
	14	20	0.078 ± 0.007	0.077 ± 0.002	0.107 ± 0.008	5.5%	37.8%
17/01/2024	15	1	0.086 ± 0.008	0.083 ± 0.002	0.071 ± 0.002	3.6%	17.4%
	16	1	0.086 ± 0.008	0.083 ± 0.001	0.084 ± 0.002	3.5%	2.4%
	17	1	0.086 ± 0.006	0.082 ± 0.002	0.082 ± 0.003	4.5%	4.4%
	18	1	0.086 ± 0.009	0.081 ± 0.003	0.085 ± 0.004	5.4%	3.8%
	19	10	0.091 ± 0.007	0.087 ± 0.005	0.090 ± 0.006	5.8%	5.8%
	20	10	0.091 ± 0.008	0.089 ± 0.004	0.092 ± 0.008	4.1%	6.7%

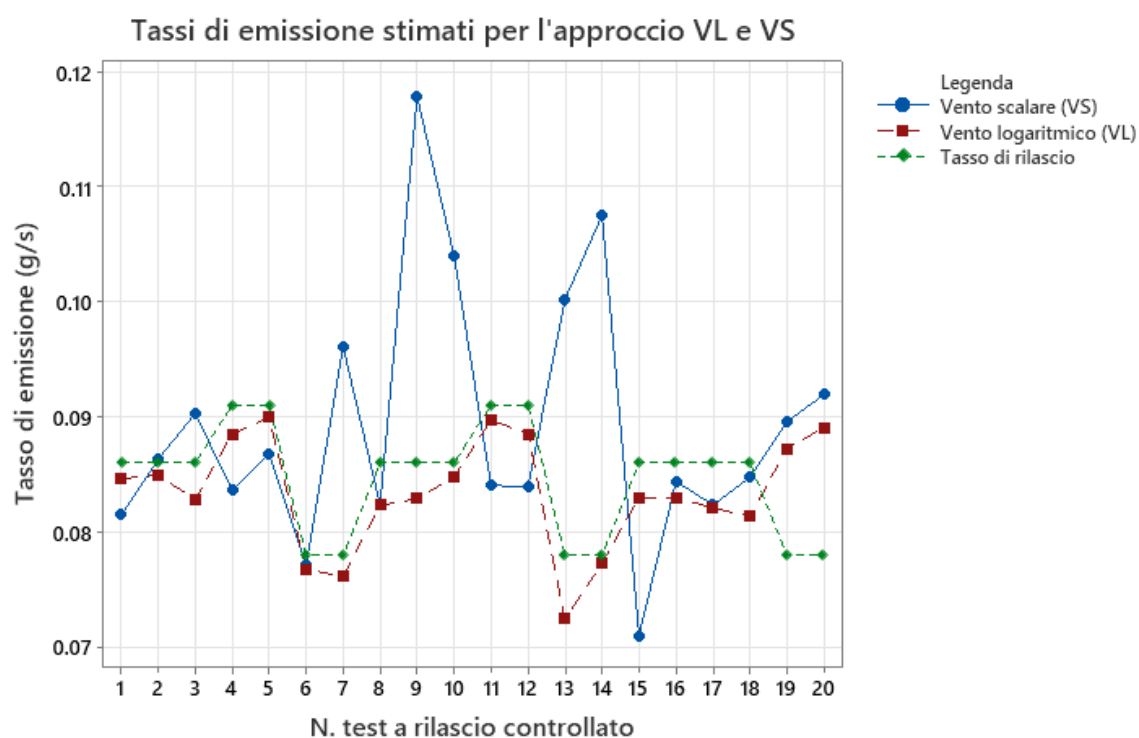


Figura 5.4 Confronto tra i tassi di emissioni stimati con l'approccio VS e VL per i test a rilascio controllato.

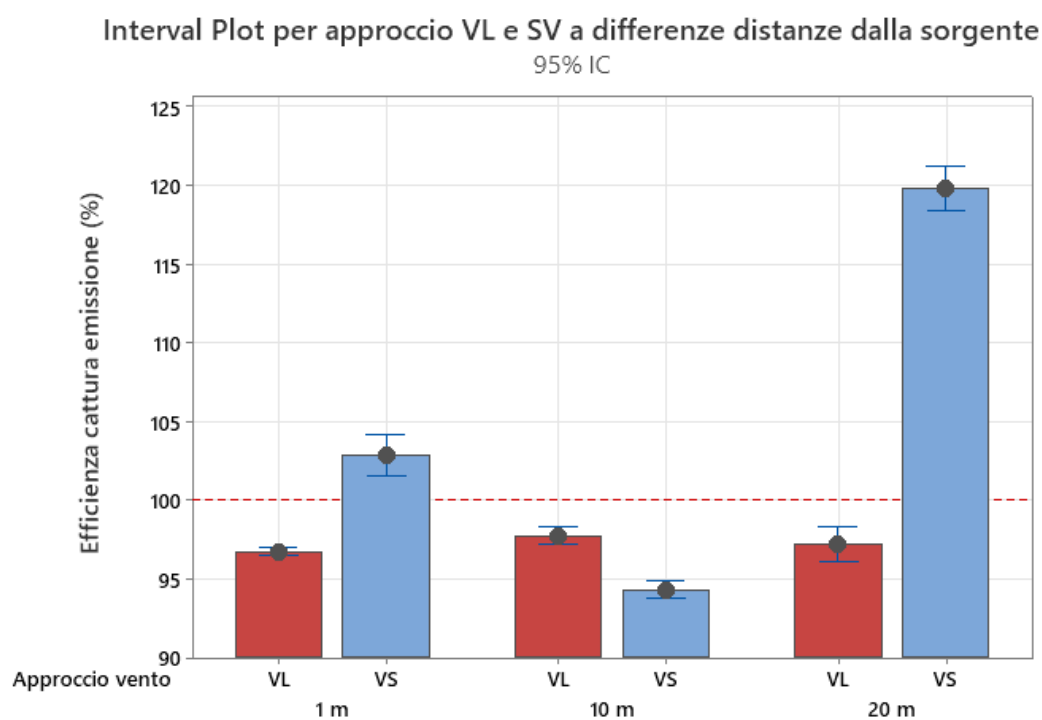


Figura 5.5 Efficienza di cattura dell'emissione (%) per gli approcci VS e VL a differenti distanze sottovento rispetto alla fonte di emissione simulata.

5.1.1.4 Definizione delle condizioni ottimali di applicazione

I dati sperimentali sono stati ulteriormente analizzati secondo un approccio di tipo DOE (Design of Experiment). Il termine individua una nota tecnica di progettazione e analisi sperimentale che prevede la manipolazione intenzionale per uno o più fattori di processo, al fine di studiarne l'effetto sulle risposte misurabili.

Il metodo consente di ricavare informazioni dettagliate sulle relazioni causa-effetto tra le variabili e identificare le condizioni ottimali in grado di massimizzare o minimizzare una determinata risposta. Il DOE offre quindi un approccio statistico e scientifico per prendere decisioni basate su dati sperimentali, fornendo una solida base per l'ottimizzazione dei processi e la ricerca di soluzioni innovative. È ampiamente utilizzato in numerosi settori, dalla progettazione farmaceutica al trattamento delle acque reflue (Shokri, 2018, Baştürk et Alver, 2019; Cai et al., 2021).

Nel presente lavoro sono state individuate due variabili di processo (velocità del vento e distanza dalla fonte emissiva) e si voleva comprenderne l'effetto sulla variabile di risposta (errore medio percentuale). Le altre possibili variabili di processo (concentrazione media del fondo ambiente, deviazione standard della velocità del vento, angolo tra il piano e il vettore vento) sono state escluse perché statisticamente non significative ($p \text{ value} > 0.05$). La bassa deviazione standard osservata nella velocità del vento è probabilmente dovuta alla rapidità del rilievo, che si esauriva in circa 40 s per volo (troppo breve per cogliere la variabilità indotta dalla turbolenza atmosferica).

Più interessante è la non significatività dell'angolo che il piano forma con la direzione del vento. Essa è dovuta sia alla rapidità del rilievo che alla flessibilità nella definizione e variazione del piano verticale di misura. Al contrario dei sistemi fissi (che necessitano di una fase di collimazione e devono restare immobili per non perdere l'allineamento con il sensore), il piano può essere agevolmente ruotato dal pilota. Ciò consente di predisporre perpendicolarmente alla direzione del vento pochi istanti prima del volo e ridurre gli effetti aleatori indotti dalla turbolenza nel tempo.

In Figura 5.6 è illustrato l'andamento dell'errore medio percentuale per l'approccio VL. In prossimità della sorgente ($d < 3 \text{ m}$) e con venti deboli ($< 1.2 \text{ m s}^{-1}$), la sottostima è massima ($< 8\%$). Ciò è dovuto probabilmente alla porzione di piano non scansionata dal drone (da 0 a 0.5 m circa). Il velivolo, infatti, avvia automaticamente il protocollo di atterraggio quando si trova in prossimità del suolo.

Per ovviare a questo problema è stato necessario mantenere un'altezza minima durante le scansioni, lasciando una zona oscura nel primo tratto verticale. È pertanto probabile che

il pennacchio non sia stato catturato totalmente durante alcuni test, come si può dedurre anche dalla Figura 5.3.

Aumentando la distanza dalla sorgente, l'errore tende a ridursi senza mostrare una chiara dipendenza dalla velocità del vento. Nel range 14 - 18 m e per venti inferiori a 1.6 m s^{-1} , si osserva la massima corrispondenza e il metodo inizia a sovrastimare leggermente il flusso reale ($< 2\%$). Aumentando la distanza e per venti inferiori a 1.3 m s^{-1} la sovrastima supera il 2%.

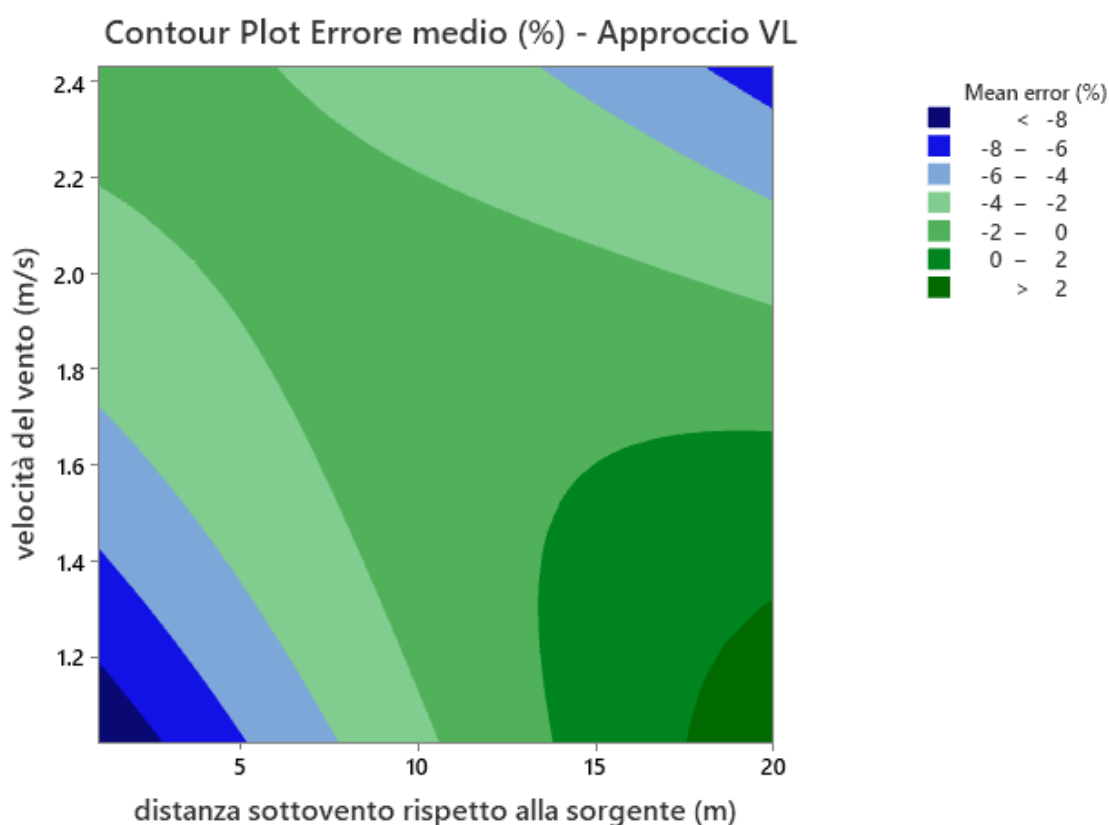


Figura 5.6 Analisi DOE approccio basato sul profilo di vento logaritmico (VL). La variabile di risposta è rappresentata dall'errore medio percentuale sul flusso stimato, mentre le variabili di processo scelte sono la velocità del vento e la distanza sottovento rispetto alla fonte di emissione.

L'approccio VS (Figura 5.7) si contraddistingue per errori percentuali medi maggiori e il grafico è coerente con quanto già osservato nel precedente paragrafo. In prossimità della sorgente ($d < 2 \text{ m}$) il metodo sovrastima leggermente l'emissione reale (fino al 10%). All'aumentare della distanza si osserva una tendenza alla sottostima fino al 10%, senza un'apparente relazione con la velocità del vento. Dai 15 m in poi la tendenza si inverte e si distinguono zone verticali a sovrastima crescente fino a 20 m ($> 40\%$).

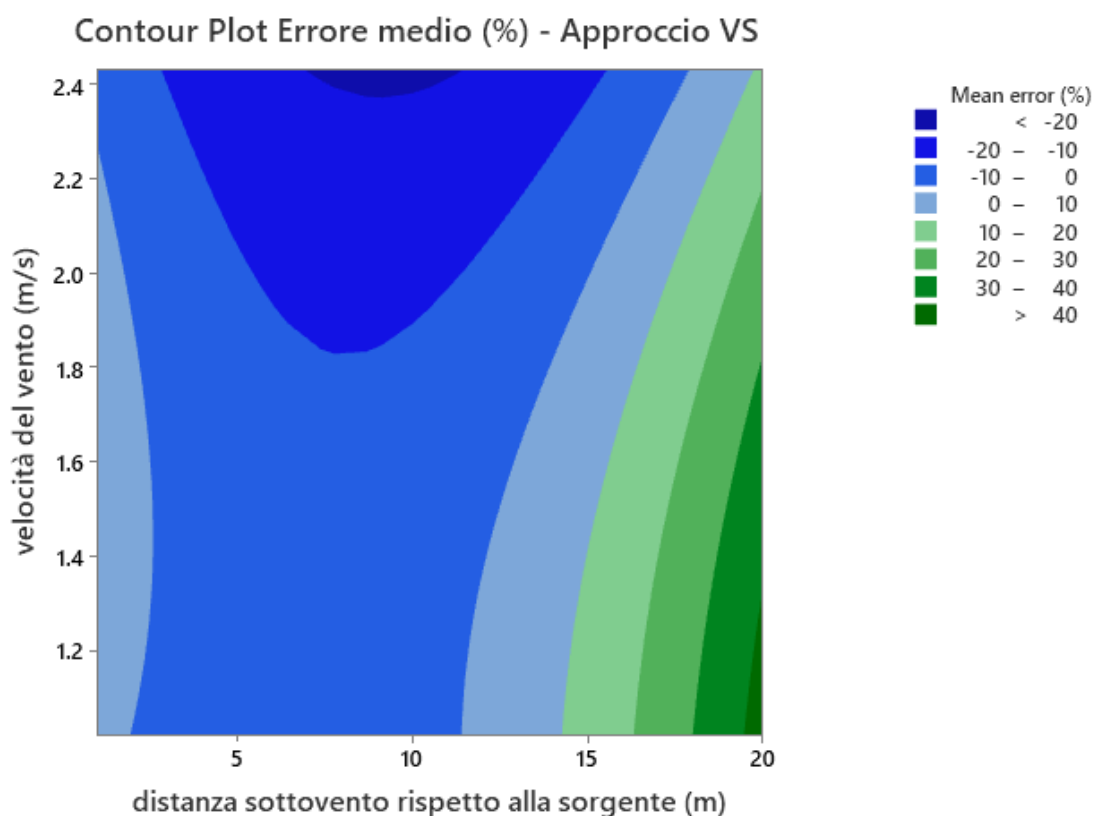


Figura 5.7 Analisi DOE approccio basato sul vento scalare (VS). La variabile di risposta è rappresentata dall'errore medio percentuale sul flusso stimato, mentre le variabili di processo scelte sono la velocità del vento e la distanza sottovento rispetto alla fonte di emissione.

5.1.1.5 Breve discussione sui risultati conseguiti dalla variante 1

I test a rilascio controllato hanno dimostrato come la variante 1 al metodo proposto sia in grado di identificare un tasso di emissione almeno pari a 0.08 g s^{-1} entro il 5% del valore reale, utilizzando un approccio basato sulla ricostruzione del vento secondo un profilo di tipo logaritmico. Ciò a condizione che il numero di scansioni sia sufficiente (almeno 4).

I principali risultati possono essere riassunti nei seguenti punti:

- i recuperi medi calcolati dall'approccio VL sono risultati del 98%, indipendentemente dalla distanza sottovento rispetto alla sorgente;
- i recuperi calcolati dall'approccio VS hanno mostrato un andamento più variabile con la distanza, con buona corrispondenza in prossimità della fonte di emissione (102%) e una sovrastima marcata a 20 m dalla sorgente (120%).
- sperimentalmente si è constatato che un numero minimo di 4 scansioni possono essere sufficienti per applicare l'approccio VL, mentre è consigliabile aumentarne il numero per l'approccio VS;

- grazie al breve tempo richiesto per effettuare 4 scansioni (≈ 40 sec) e alla flessibilità nell'orientamento del piano verticale, è stato agevole garantire la perpendicolarità del piano rispetto al vento durante ogni test. La variabilità della direzione del vento è stata quindi trascurabile;
- i risultati sono stati coerenti con varie simulazioni numeriche effettuate da un modello lagrangiano a particelle per la dispersione degli inquinanti in atmosfera, ipotizzando due differenti scenari con percorso orizzontale e verticale per il sensore laser.

Sono stati individuati inoltre alcuni limiti e aspetti che richiedono ulteriori studi per essere compresi. In particolare, l'altezza del piano è limitata dalla possibilità di individuare già in campo elementi utili allo scopo e dalla scarsa praticità operativa di un sistema mobile retroriflettente (che difficilmente può superare i 10 m).

L'ideale sarebbe una configurazione che preveda il volo simultaneo e sincronizzato di due droni, ma è fortemente vincolato ad oggi dalle normative vigenti in materia di volo (complicazioni procedurali per il rilascio delle autorizzazioni necessarie, tempi di attesa e costi maggiori). In alternativa si possono utilizzare palloni a gas frenato per sollevare il pannello retroriflettente, dal momento che fino a 50 m di altezza sono assimilati ai tralicci da molte normative e non richiedono quindi autorizzazioni specifiche. Ciò riduce tuttavia la flessibilità del sistema e aggiunge costi e complicazioni gestionali per il trasporto e lo stoccaggio del gas da utilizzare.

Ulteriore aspetto da considerare è la lunghezza massima del percorso ottico. Il sensore OP-TDLAS utilizzato in questo studio consente di misurare lungo un cammino ottico fino a 50 m, consentendo la scansione di un piano avente dimensioni 50 m x 8 m circa. Dal momento che al crescere della distanza il pennacchio si disperde e la sezione trasversale aumenta in dimensioni, si rende necessaria una finestra di scansione più ampia.

Inoltre, la posizione della sorgente è spesso incognita. È quindi preferibile scansionare piani più ampi attraverso una suddivisione di tracce lunghe 50 m, stimando l'emissione come somma dei contributi.

Infine, gli incrementi di CH_4 sopra il fondo ambiente tendono a diminuire con la distanza dal punto emissivo. Sarebbe preferibile stimare il fondo ambientale contemporaneamente al rilascio e non nei periodi precedenti o successivi. Per tale ragione, durante il dottorato si è cercato di ottenere questa informazione direttamente dal volo di quantificazione.

5.1.2 Variante 2 al metodo proposto

La variante 2 al metodo proposto è stata testata relativamente poco per mancanza di tempo utile ad organizzare un adeguato numero di test. Si desidera tuttavia riportare i risultati di alcuni rilasci controllati effettuati a dicembre 2024, per dimostrare la validità concettuale della variante proposta. L'obiettivo era quello di tentare un approccio che non richiedesse direttamente misure di vento per applicare il bilancio di massa. Il metodo ha evidenziato errori percentuali medi compresi tra il 2 e il 20% (con media 11%), che sembra attestarsi tra il 10 e l'11% per distanze maggiori di 5 m dal punto di emissione (Tabella 5.2).

Tabella 5.2 Risultati test a rilascio controllato – variante 2 al metodo proposto.

Data	N. test	Distanza sottovento [m]	Tasso di rilascio [g s^{-1}]	Tasso stimato [g s^{-1}]	Errore assoluto medio [%]
17/12/2024	1	1	0.086 ± 0.006	0.084 ± 0.012	2.26
	2	1	0.086 ± 0.007	0.103 ± 0.019	20.35
	3	5	0.086 ± 0.009	0.077 ± 0.033	10
	4	5	0.086 ± 0.009	0.076 ± 0.025	11
	5	10	0.086 ± 0.008	0.076 ± 0.022	11

In Figura 5.8 appare più evidente come l'errore medio assoluto percentuale tenda ad una stabilizzazione oltre i 5 m di distanza, probabilmente a causa di elevate turbolenze che si localizzano nell'intorno del punto di emissione.

Le irregolarità del terreno introducono una notevole distorsione nel calcolo del volume, che si propagano lungo la traiettoria percorsa dal drone e aumentano l'errore nel risultato finale. Per questa ragione non è stato possibile utilizzare tale approccio sulle misurazioni condotte presso la discarica e i tre allevamenti di bovini da latte.

Un modello digitale del terreno potrebbe eliminare questa distorsione e rendere il metodo applicabile anche in presenza di orografia complessa. Ciò richiederebbe però voli ulteriori e potenza di calcolo per l'elaborazione e il post-processing dei dati. Una alternativa più pratica potrebbe consistere nell'utilizzo di un drone terrestre sul quale montare un pannello riflettente e sincronizzare i movimenti dei due sistemi UAV.

Esiste infatti in commercio una notevole varietà di sistemi adatti allo scopo, in grado di muoversi lungo tracce non percorribili dai comuni mezzi motorizzati.

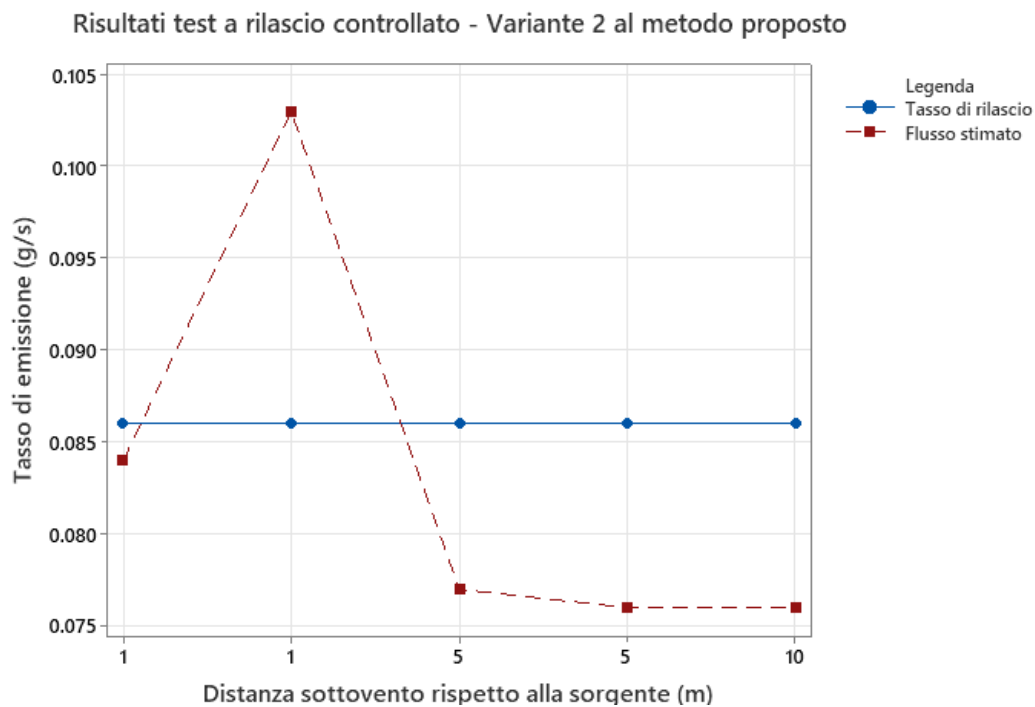


Figura 5.8 Tassi di emissione stimati con test a rilascio controllato – variante 2 al metodo proposto

5.2 Test presso discarica per rifiuti solidi urbani

La presente sezione riassume e discute i risultati ottenuti dai test condotti per quantificare le emissioni fuggitive di CH_4 da una discarica, utilizzando il metodo UAV-based descritto nel paragrafo 4.2. Insieme ai risultati, sono affrontati gli aspetti chiave che influenzano i dati finali, come la stima della concentrazione di fondo di CH_4 e l'incertezza complessiva. Infine, i risultati vengono messi a confronto con i flussi stimati applicando il metodo della camera di flusso durante il secondo test.

5.2.1 Stima del fondo ambientale di CH_4

Le misure effettuate per ciascun transetto durante i voli sono state elaborate per convertire le concentrazioni integrate (ppm-m) in concentrazioni medie puntuali (ppm) in grado di rappresentare adeguatamente il fondo ambientale al momento del rilievo (applicando la metodologia descritta nel paragrafo 4.2.2).

È stata quindi effettuata una valutazione, caso per caso, per definire quale parametro, tra la mediana e il 25-esimo percentile del dataset, fosse più rappresentativo. I risultati sono stati confrontati con il fondo ambientale stimato da alcuni voli sopravento, condotti poco prima dei test di quantificazione.

È stato osservato un buon grado di concordanza tra fondo ambientale stimato sopravento (2.31 ppm per il Test 1, 2.73 ppm per il Test 2) e quello ricavato da misurazioni condotte sottovento al sito (2.37 ppm per il Test 1 e 2.55 per il Test 2).

Con riferimento al test 1, è stato ritenuto più rappresentativo il valore mediano (2.22 ppm per il volo 1 e 2.54 ppm per il volo 2). Il 25-esimo percentile stimato con il volo 1 è infatti caratterizzato da valori piuttosto bassi, che non possono essere considerati rappresentativi del fondo ambientale di CH₄ (0.69 ppm a 10 m, 0.58 ppm a 20 m, 0.55 ppm a 30 m, 0.42 ppm a 40 m) (Figura 5.9).

Tale distorsione potrebbe essere in parte attribuita alla distanza tra piano di misurazione e sorgente, che aumenta il grado di miscelazione del pennacchio e riduce il numero di misurazioni superiori al fondo ambientale di CH₄ (basso rapporto tra la larghezza del pennacchio e la lunghezza del transetto). Il volo 2 ha anche dimostrato bassi valori percentili (ad eccezione di 1.81 ppm a 10 m), con concentrazioni di 0.36 ppm (20 m), 0.49 ppm (30 m) e 0.59 ppm (40 m) (Figura 5.9).

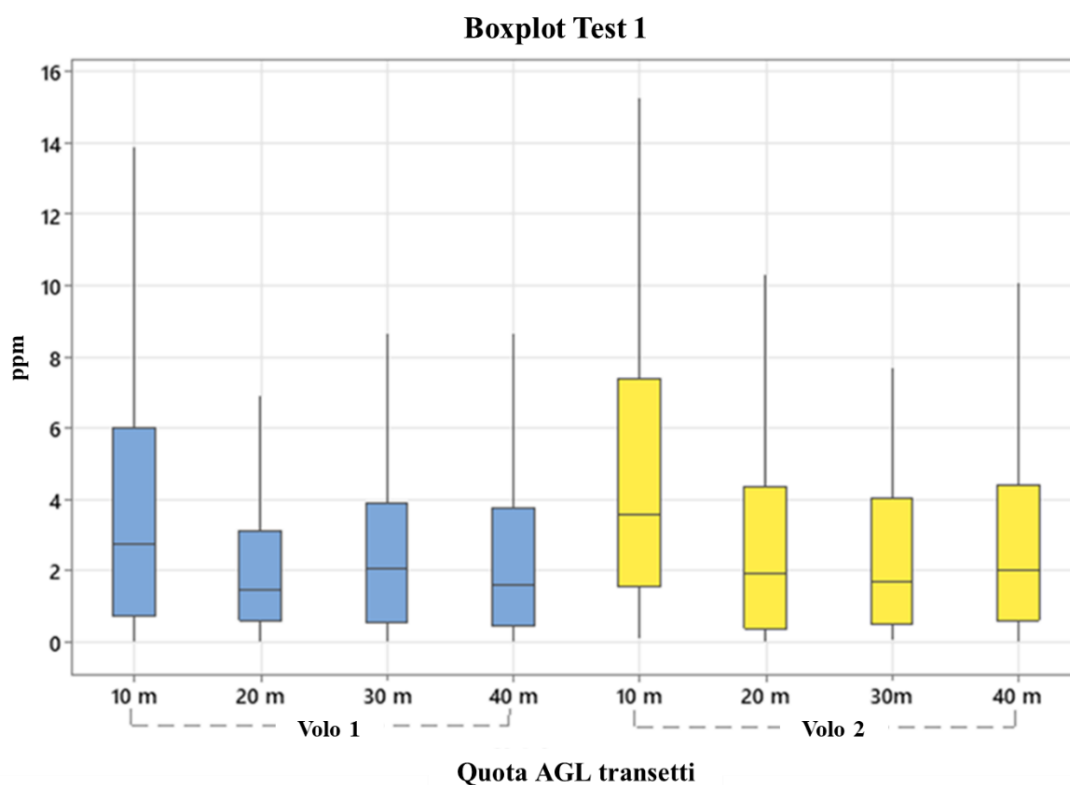


Figura 5.9 Test 1. Boxplot ppm medi a differenti quote AGL durante il volo 1 e 2.

Con riferimento al test 2, la mediana è stata utilizzata per stimare il fondo ambientale sia per il volo 1 (2.53 ppm) che per il volo 2 (2.93 ppm). Si osserva una tendenza decrescente

con l'altezza sia in termini di ppm medi che di deviazione standard (Figura 5.10). Questo comportamento può essere giustificato da raffiche presenti al momento del rilievo, poiché la concentrazione istantanea di un determinato inquinante è inversamente proporzionale alla velocità del vento.

Quando il vento è particolarmente intenso, il gradiente di velocità è pronunciato lungo il profilo verticale, aumentando l'incertezza del risultato in prossimità della superficie. Ciò non significa che una misurazione effettuata a quote più elevate sia più rappresentativa, ma che le condizioni ambientali probabilmente non sono state ottimali per l'applicazione del metodo proposto.

Il dataset ottenuto dal Test 2 evidenzia delle concentrazioni significativamente basse per il 25-esimo percentile, sia in corrispondenza del Volo 1 (1.32 ppm a 10 m, 0.51 ppm a 15 m, 0.60 ppm a 20 m, 0.40 ppm a 25 m) che durante il Volo 2 (0.81 ppm a 15 m, 0.94 ppm a 20 m, 0.42 ppm a 25 m). Analogamente al secondo volo del Test 1, l'unica eccezione è il valore stimato a 10 m (2.48 ppm) (vedi Figura 5.10).

Questi risultati suggeriscono che la maggior parte delle misurazioni hanno intercettato il pennacchio durante ciascun volo, rendendo la mediana un parametro rappresentativo per descrivere la concentrazione di fondo ambientale.

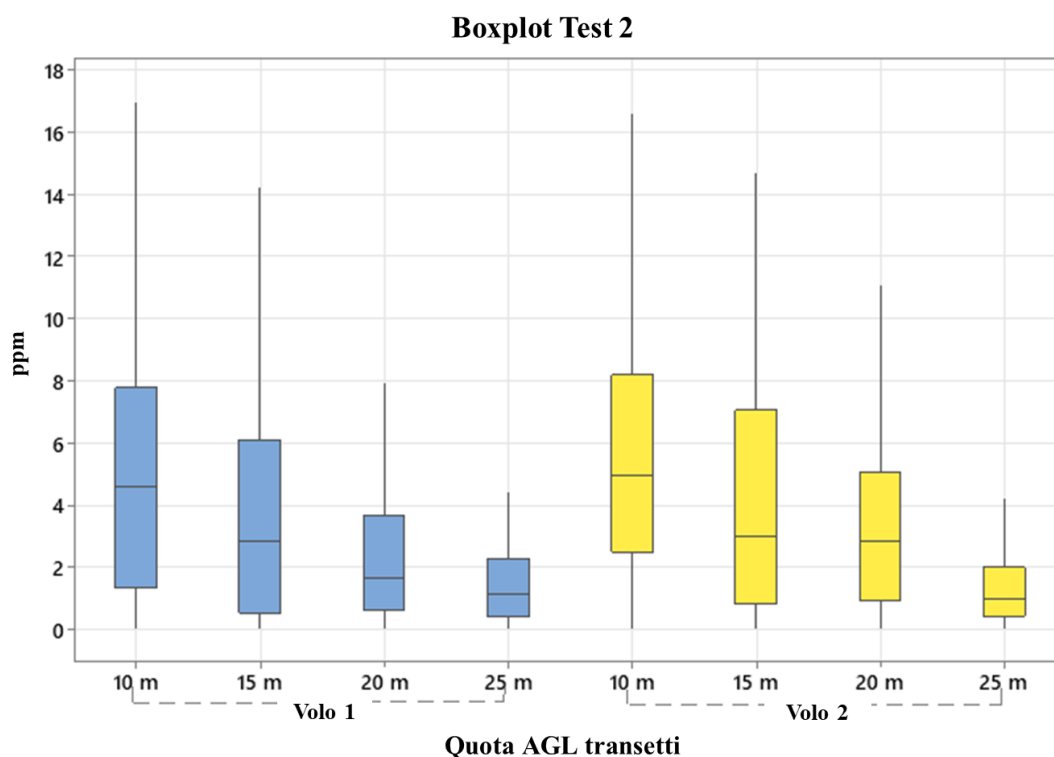


Figura 5.10 Test 2. Boxplot ppm medi a differenti quote AGL durante il volo 1 e 2.

5.2.2 Tassi di emissione stimati

Il flusso di CH₄ quantificato durante il test 1 è stato pari a 11.52 g s⁻¹ per il volo 1 e 8.54 g s⁻¹ per il volo 2, con un'incertezza totale rispettivamente di ± 4.57 g s⁻¹ (39.63%) e ± 1.37 g s⁻¹ (16.07%).

Il contributo principale è legato alla velocità del vento (che rappresenta il 60% per il volo 1 e il 68.72% per il volo 2), seguita da fluttuazioni in direzione del vento (rispettivamente 34.80% e 25.15%). L'incertezza di misura strumentale ha influito per il 5.92% e il 6.13%, mentre l'errore di posizione è inferiore a un punto percentuale. Allen et al. (2019) stimano un'incertezza totale compresa tra il 51% e il 61%, con il contributo principale fornito dalla variabilità del fondo ambientale (> 40%) e dalla velocità del vento (> 10%).

Yong et al. (2024) utilizzano un metodo molto simile a quello utilizzato in questo studio per stimare le emissioni fuggitive da una discarica, ma basato su un drone equipaggiato con un sensore OP-TDLAS a percorso chiuso. Gli autori stimano un'incertezza totale tra il 39% e il 45%, che si allinea perfettamente con i risultati di questo lavoro (Tabella 5.3). Il flusso di CH₄ stimato durante il test 2 è stato invece pari a 3.73 g s⁻¹ per il volo 1 e 6.75 g s⁻¹ per il volo 2, con un'incertezza totale di ± 3.27 g s⁻¹ (87.66%) e ± 4.50 g s⁻¹ (66.72%). Per entrambi i voli, i contributi dominanti sono stati individuati nella velocità del vento (97.79% per il volo 1 e 94.51% per il volo 2), seguiti da variazioni nella direzione durante i voli (rispettivamente 20.92% e 32.69%). L'incertezza strumentale e l'errore di posizione sono invece risultati inferiori a un punto percentuale (Tabella 5.3).

Allen et al. (2019), hanno stimato le emissioni fuggitive di CH₄ da due discariche inglesi, adottando un approccio UAV basato su misure puntuali. Gli autori riportano un'incidenza dell'errore strumentale sull'incertezza totale compresa tra l'1 e il 2%, nettamente inferiore a quella ottenuta nel presente studio.

Si ritiene che ciò sia dovuto alla diversa natura dei sensori. La precisione di un sensore a percorso aperto è infatti influenzata anche dalla lunghezza del percorso ottico. L'aumento di questo parametro migliora le prestazioni del sensore, ma riduce contemporaneamente il rapporto segnale/rumore a seconda della potenza disponibile.

Ciò aumenta l'incertezza strumentale con l'altitudine, e sia il Test 1 che il Test 2 sono stati condotti a un'altitudine leggermente superiore al livello ottimale suggerito dal produttore (35 m). Si ritiene quindi che le prestazioni possano essere state compromesse dalla quota e che l'impiego di sensori più performanti possa risolvere il problema o attenuarne gli effetti.

Tabella 5.3 Incertezza totale e singoli contributi per i voli condotti durante i test 1 e 2.

Parametro incertezza	Test 1				Test 2			
	Volo 1		Volo 2		Volo 1		Volo 2	
	(g s ⁻¹)	(%)	(g s ⁻¹)	(%)	(g s ⁻¹)	(%)	(g s ⁻¹)	(%)
$\delta \bar{v}$	3.96	60	1.29	68.72	3.20	97.79	4.25	94.51
$\delta \bar{\theta}$	2.25	34.80	0.47	25.15	0.68	20.92	1.47	32.69
$\delta \overline{ppm} - \bar{m}$	$3.9 \cdot 10^{-1}$	5.92	$1.1 \cdot 10^{-2}$	6.13	$5.0 \cdot 10^{-4}$	< 1.00	$8.6 \cdot 10^{-3}$	< 1.00
$\delta \bar{p}$	$2.3 \cdot 10^{-4}$	< 1.00	$5.6 \cdot 10^{-5}$	< 1.00	$3.0 \cdot 10^{-5}$	< 1.00	$5.2 \cdot 10^{-4}$	< 1.00
TOT	4.57	100	1.37	100	3.27	100	4.50	100

5.2.3 Risultati camere di accumulo

Durante il secondo test è stato condotto un monitoraggio delle emissioni fuggitive di CH₄ dal corpo discarica applicando il metodo delle camere di accumulo. Purtroppo, non è stato possibile campionare il sito in modo omogeneo a causa di alcune zone inaccessibili.

La discarica è infatti caratterizzata da pendii ripidi in cui non è stato possibile posizionare lo strumento per effettuare la misura.

Il rilievo si è svolto tra le ore 08:00 e le 14:00 in una giornata prevalentemente soleggiata, caratterizzata nella prima fase da completa assenza di vento. A circa metà della mattinata, le condizioni meteorologiche sono mutate notevolmente, con aumento dell'intensità del vento e cielo nuvoloso. Questo contesto ha causato variazioni di temperatura e pressione atmosferica, complicando la valutazione dei dati raccolti sul campo.

In Figura 5.11 sono mostrati i risultati del monitoraggio condotto, interpolati utilizzando l'approccio IDW (Inverse Distance Weighting). È evidente una situazione chiara e pulita, con solo quattro punti emissivi rilevanti (due lungo la direzione nord e due all'estremità sud-est), tutti collacati ai piedi della discarica. Analizzando la distribuzione dei punti di emissione in relazione agli impianti per la raccolta e il trattamento del biogas (localizzati in basso a destra nella Figura 5.11), si può osservare che il punto ad emissione più elevata (7.5 mol/m²/giorno) è anche quello più distante dalla stazione di trattamento.

Questo suggerisce che la depressione applicata era forse insufficiente per garantire una adeguata aspirazione dall'area nord al momento del rilievo.

I punti emissivi individuati nell'area sud-est (2.0 e 5.4 mol/m²/giorno) corrispondono a fessure specifiche nel capping provvisorio (risanate nei giorni successivi). Applicando il metodo di Sinclair (Sinclair A.J., 1974), sono state identificate quattro popolazioni (pop)

(Figura 5.12). Il 38% dei dati osservati (pop a) evidenzia un'assenza di emissioni dal corpo discarica, mentre il 30% mostra flussi superficiali che variano da 1.5×10^{-3} a 3.7×10^{-2} $\text{mol m}^{-2} \text{giorno}^{-1}$ (pop b) e il 17% rientra tra 4.2×10^{-2} e 2.2×10^{-1} (pop c). Infine, il 15% ha mostrato flussi specifici tra 6.3×10^{-1} e $7.5 \text{ mol m}^{-2} \text{giorno}^{-1}$ (pop d). Prima di stimare il flusso totale, è stato verificato che le popolazioni identificate seguissero effettivamente una distribuzione log-normale (Figura 5.12).



Figura 5.11 Posizione dei punti misurati con la camera di accumulo, interpolati con il metodo IDW. I punti rossi individuano la presenza di valori anomali. Le misure sono espresse in $\text{mol m}^2 \text{giorno}^{-1}$.

Questo passaggio è cruciale per evitare l'applicazione impropria dell'estimatore di Sichel (Sichel H.S., 1966), garantendo una buona rappresentatività del risultato finale. Una volta identificate le caratteristiche delle varie popolazioni, sono stati utilizzati i coefficienti di Sichel per calcolare la media e la deviazione standard per ognuna di esse. L'estimatore di Sichel è stato quindi utilizzato per quantificare le emissioni fuggitive dal sito, risultando pari a 2.87 g s^{-1} .

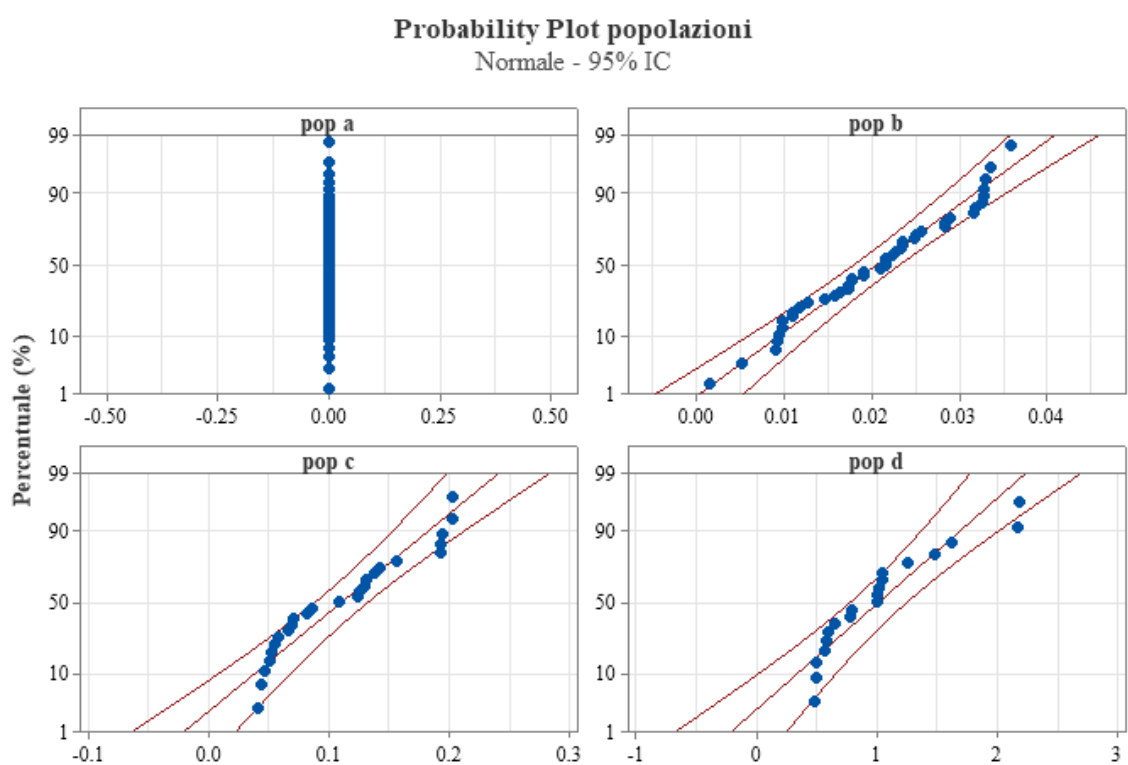
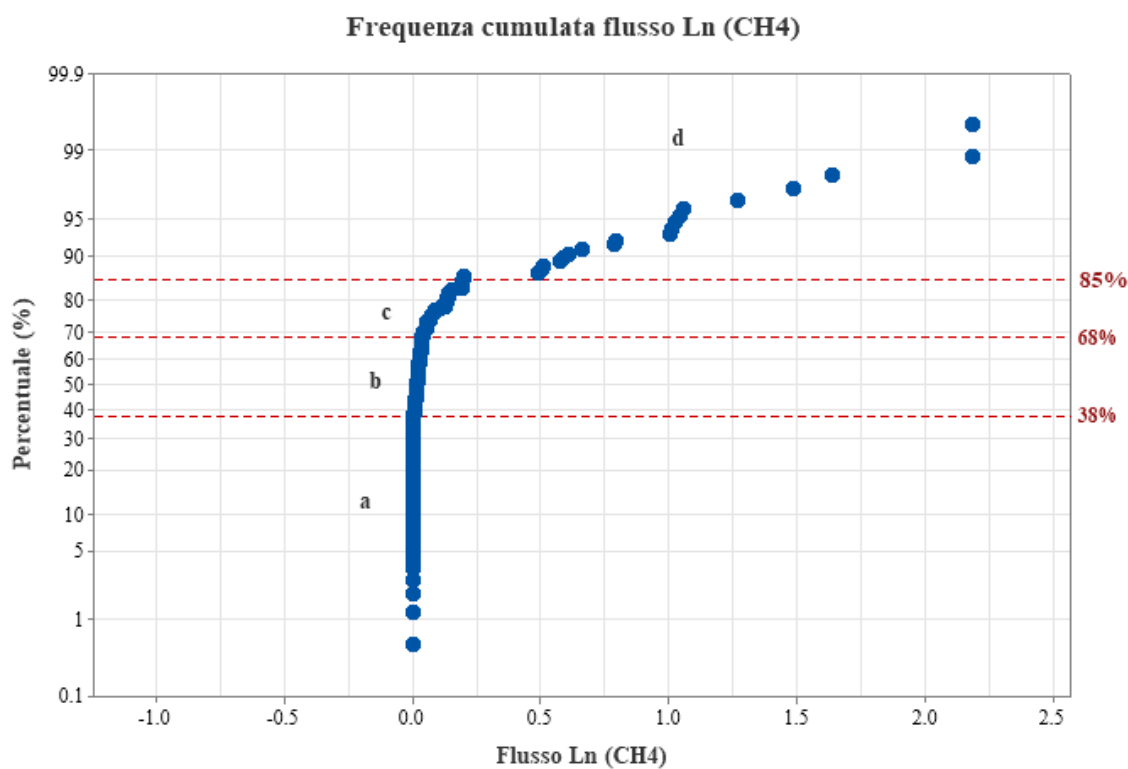


Figura 5.12 Test di log-normalità per le popolazioni individuate dal set di dati ottenuto con le misurazioni in campo mediante camera di accumulo.

La rappresentatività del risultato dipende sia dalle condizioni ambientali al momento della misurazione che da alcune limitazioni tecniche-operative delle camere di accumulo (quasi sempre basate su una regressione lineare delle concentrazioni misurate).

Pihlatie et al. (2013) hanno testato 15 tipologie di camere per quantificare i flussi emissivi da alcuni campioni di suolo a differente porosità, individuando quattro tassi di emissione distinti e analizzando i dati utilizzando sia la regressione lineare che quella esponenziale. La maggior parte delle camere ha disturbato il flusso emissivo, sebbene questa sottostima diminuisse all'aumentare delle dimensioni della camera. Le camere più piccole ($h \leq 0.22$ m, $A \leq 0.10$ m², e $V \leq 0.015$ m³) tendevano a sottostimare i flussi indipendentemente dal metodo di calcolo utilizzato. Tuttavia, quando raggiungevano determinate geometrie ($h > 0.22$ m, $A > 0.10$ m², e $V > 0.015$ m³), i flussi risultavano sottostimati solo utilizzando la regressione lineare. La sottostima media era del 33% con il metodo di regressione lineare, mentre i flussi stimati con il metodo esponenziale non differivano significativamente dai valori di riferimento (anche se spesso caratterizzati da una maggiore incertezza).

Conen e Smith (2000) segnalano una sottostima che raggiunge il 28%, indipendentemente dal metodo di calcolo utilizzato per interpretare i dati. In definitiva, la regressione lineare porta a una sottostima sistematica ed è spesso associata a una maggiore incertezza nella stima stessa (Venterea et al., 2009).

In presenza di flussi modesti, come quelli che possono essere osservati in numerosi punti di una discarica, il rumore di fondo può interferire con la misurazione, rendendo il metodo di regressione esponenziale più vulnerabile rispetto all'approccio lineare (Forbrich et al., 2010). Börjesson et al. (2000) hanno stimato le emissioni di CH₄ da una discarica svedese in tre periodi diversi nel 1997, utilizzando camere di flusso. I tassi di emissione variavano da -0.0152 a 40 g m⁻² h⁻¹, con alta variabilità spaziale (CV = 343-386%). Questi sono stati confrontati con i flussi emissivi misurati utilizzando il metodo del gas tracciante: mentre quest'ultimo ha stimato un'emissione pari a 41 kg h⁻¹ (con piccole variazioni), la stima più alta fornita da camere di accumulo statiche è stata di 9.7 kg h⁻¹. Gli autori concludono che le camere statiche sono poco affidabili per stimare le emissioni da una discarica di piccole dimensioni.

Sulla base di quanto appena detto, è plausibile considerare che il risultato rappresenti una sottostima del flusso reale e che l'accuratezza potrebbe essere significativamente inferiore al 95%. È stata raggiunta un'accuratezza entro il 20% per piccole aree di meno di circa 0.2 ettari utilizzando 220 misurazioni con camere di flusso, ma raggiungere questo livello

di accuratezza per fonti emissive di variabilità simile o maggiore è altamente improbabile (Wong, 2018).

Inoltre, la camera di accumulo non può essere applicata sui pozzi di captazione del biogas e ciò implica che potenziali perdite dai pozzi non vengono conteggiati nella stima finale. A tal proposito, la linea guida inglese (LFTGN 07) specifica che le emissioni dai pozzi di captazione devono essere misurate con metodi alternativi, oppure stimate e aggiunte alla relazione finale.

La linea guida inglese al paragrafo 5.5 afferma: *“The number of monitoring locations you require is a function of the zone size. For the purposes of this guidance, there are two sizes of zone, they are less than 5,000 m² and more than 5,000 m². The classification is based on practical rather than scientific considerations in order to provide a pragmatic spatial distribution of the monitoring. In both classes, the minimum number of monitoring locations in a zone is six (Kelnbusch, 1986). In order to make the survey representative, you should space the monitoring locations regularly within the zone.”*.

In realtà il numero di punti necessari a rappresentare l'emissività di una data zona dipende dalla sua estensione e variabilità spaziale dell'emissione al suo interno: il riferimento US EPA (1986) infatti considerava questa equazione provvisoria, nell'attesa che le misure di flusso derivanti da essa confermassero o meno l'omogeneità spaziale della zona k-esima ed eventualmente aggiungendo ulteriori punti di misura o ridefinendo la suddivisione in zone laddove necessario.

L'applicazione secondo la LFTGN07 dà così per assunto che la zona sia verosimilmente omogenea, a valle di una walkover survey eseguita con rigore metodologico. Ma anche in questo caso serve una precisazione: il walkover survey viene eseguito con analizzatori portatili, i quali rilevano una concentrazione e questo è solo un parametro qualitativo che evidenzia la presenza di CH₄ in una data %. È il flusso a rappresentare il dato quantitativo per l'unità di tempo dello stesso gas in movimento.

L'identificazione di zone omogenee (e tanto la LFTGN07 quanto il manuale di Klenbusch intendono l'omogeneità di una zona da un punto di vista emissivo), richiede delle misure di flusso e non di concentrazione perché sia convalidata come tale.

Il walkover survey, quindi, è in grado (se eseguito come si deve) di stabilire se una zona è emissiva o meno, ma solo le misure di flusso effettuate con le camere di accumulo potranno accertare se il numero di punti misurati è idoneo a rappresentare l'emissione media di quella zona. Trattando il tema in maniera generale, Klenbusch 1986) non si è interessato di valutare la fattibilità pratica di questa metodologia in una discarica, ma si è

limitato ad indicare quanti punti di misurazione occorrono per stimare un flusso medio con un intervallo di confidenza del 95%.

Uno studio recente ha stimato le emissioni di CH_4 da diverse discariche in California, impiegando il metodo della camera di flusso e misurazioni aeree basate sul bilancio di massa (Yeşiller et al., 2022). I risultati forniti dalle camere di flusso erano fino a un ordine di grandezza inferiori rispetto a quelli del metodo aereo, mentre in questo studio l'ordine di grandezza è lo stesso. Si ritiene che ciò sia dovuto alla minore altitudine di volo e alla velocità del drone rispetto ai veicoli aerei, che riduce l'incertezza spaziale e temporale delle misurazioni. In questo senso, le misurazioni con drone potrebbero essere più precise e accurate. Diversi autori hanno dimostrato che il metodo della camera tende a sottostimare il flusso reale di CH_4 (Borjesson et al., 2000; US EPA, 2018). Una delle principali cause di questo comportamento è il numero limitato di punti di monitoraggio, che influisce negativamente sulla rappresentatività della stima (Babilotte, 2011; Levy et al., 2012; Wong, 2018). In Figura 5.13 viene presentato in forma grafica il confronto tra i due differenti metodi di stima utilizzati in campo.

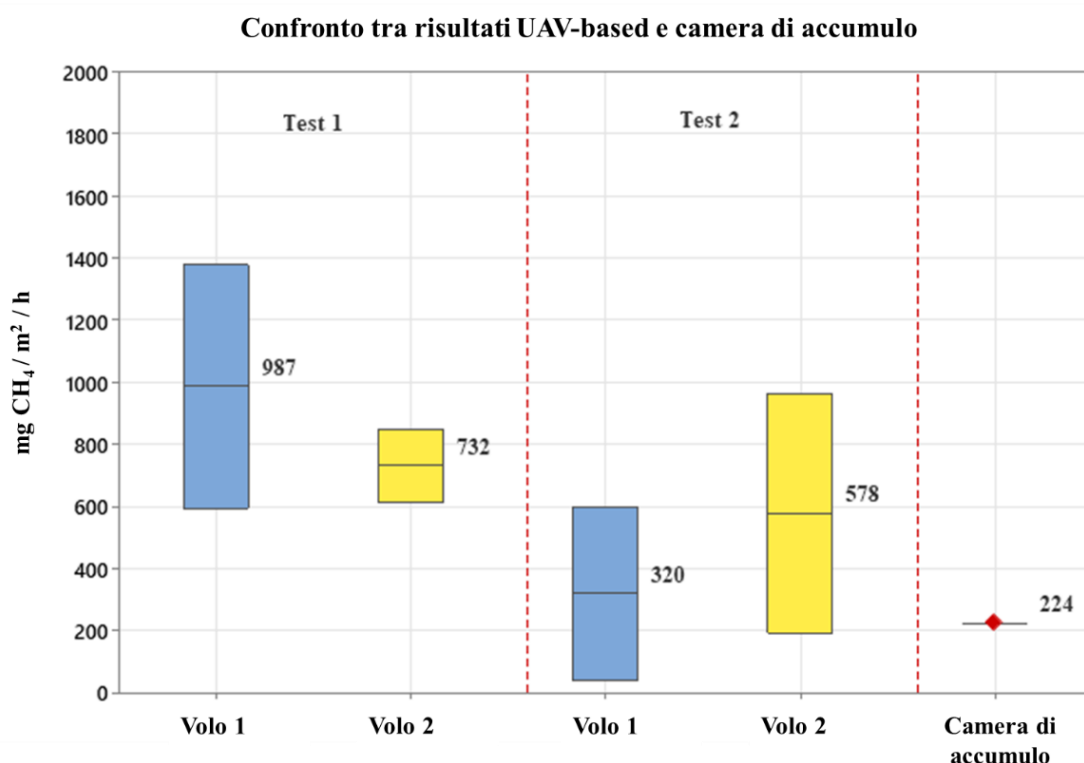


Figura 5.13 Confronto tra risultati ottenuti dal metodo UAV-based e dalle camere di accumulo

5.2.4 Stima dell'efficienza di captazione del biogas dal sito

Sulla base dei risultati ottenuti in campo durante i test, è stato possibile stimare l'efficienza di captazione del biogas dall'intero sito. Il CH₄ totale può essere espresso come la somma di tre differenti contributi (CH₄ catturato, CH₄ emesso, CH₄ ossidato).

Per la stima del tasso di ossidazione attraverso le zone corticali, sono stati ipotizzati tre possibili scenari con percentuali diverse (0%, 10%, 55%), basati sul range di ossidazione (0-55%) osservato in un recente studio (de la Fuente et al., 2024) e sul valore standard del 10% suggerito dal modello IPCC (Jensen & Ripatti, 2006).

Il gestore della discarica ha fornito la quantità di biogas captato e la percentuale in volume di CH₄ con riferimento ai giorni in cui sono state condotte le prove, indicando che la torcia non era attiva durante i rilievi.

I risultati sono riassunti in Tabella 5.4 e mostrano un'efficienza di captazione compresa tra il 65% (Test 1) e l'81% (Test 2), ipotizzando un'ossidazione nulla. Come previsto, la percentuale aumenta a seconda del tasso di ossidazione ipotizzato, aumentando fino al 74% (Test 1) e all'87% (Test 2).

Tabella 5.4 Efficienza di captazione per differenti percentuali di ossidazione ipotizzate (0%, 10%, 55%).

	CH ₄ captato (g s ⁻¹)	CH ₄ emesso (g s ⁻¹)	Efficienza di captazione (%)		
			CH ₄ ossidato 0%	CH ₄ ossidato 10%	CH ₄ ossidato 55%
Test 1					
Volo 1	18.44	11.52	62	64	71
Volo 2	18.44	8.54	68	70	77
		media	65	67	74
Test 2					
Volo 1	17.71	3.73	83	84	88
Volo 2	17.71	4.50	80	81	86
		media	81	83	87

5.2.5 Confronto con altre discariche in Italia

Le emissioni fuggitive di CH₄ stimate durante il test 2 sono state confrontate con i risultati conseguiti da alcuni recenti studi effettuati su discariche italiane (Di Bella et al., 2011; Brilli et al., 2024; Folino et al., 2024).

Il tasso di emissione specifica per le discariche attive è risultato superiore del 22.36% rispetto a quello misurato per i siti chiusi al conferimento (tabella 5.5), come era prevedibile.

Tabella 5.5 Confronto con altri studi di letteratura condotti presso discariche in Italia

Studio	Condizioni operative	Emissione media [mg CH ₄ m ⁻² h ⁻¹]	Area studio	Metodo
Di Bella et al., (2011) Discarica 1 (Bellolampo)	Attiva Capping temporaneo	1368 ± 4104 5123 4840	Sud Italia	Camera di accumulo LandGEM model Erhig model
Brilli et al., (2024) Discarica 1 (Giugliano) Discarica 2 (Case Passerini)	Chiusa Capping definitivo Chiusa Capping definitivo	250 ± 238 29 ± 25	Sud Italia Centro Italia	Eddy Covariance Eddy Covariance
Folino et al., (2024) Discarica 1 (Fossetto) 2022 2021 2020 2019	Attiva Capping temporaneo	720 ± 1086 628 ± 954 403 ± 730 573 ± 1704	Centro Italia	Camera di accumulo
Questo studio Discarica 1 Volo #1 Volo #2	Chiusa Capping temporaneo	754 ± 299 559 ± 89 589	Sud Italia	Bilancio di massa UAV Bilancio di massa UAV Camera di accumulo

Confrontando i risultati di questo studio con Brilli et al., (2024), si osserva che sono 4.5 volte più alti. Si ritiene che questa divergenza possa essere attribuita a due fattori principali:

- tipologia di capping;
- anno di chiusura al conferimento di rifiuti.

Il capping temporaneo costituisce una efficace barriera che limita le emissioni di CH₄ in atmosfera e crea un ambiente favorevole all'attività microbica nello strato microbico-ossidante superficiale, dove l'abbondanza dei batteri metanotrofi è elevata (Gioannis et al., 2009; Scheutz et al., 2023).

La copertura definitiva incrementa tale effetto, grazie allo strato di terreno posto sovrastante. Inoltre,

l'efficienza della copertura è ostacolata dalla presenza di hotspot emissivi diffusi sul piano discarica. Folino et al., (2024) hanno scoperto che il 50% delle emissioni totali di CH₄ provenivano da cinque hotspot individuati sulla copertura temporanea, in accordo con altri autori che hanno associato tra il 50 e il 75% dell'emissione totale di CH₄ agli hotspot intercettati sulla superficie (Delgado et al., 2022; Mønster et al., 2019; Gonzalez-Valencia et al., 2016).

Una ulteriore causa può essere individuata nell'anno di chiusura al conferimento di rifiuti (2003 per Giugliano, 2009 per Case Passerini, 2019 per questo studio). Poiché il processo di ossidazione del CH₄ impiega fino a 6 anni per stabilizzarsi (Kriipsalu et al., 2023), è lecito supporre che il fenomeno emissivo sia più consistente in questo studio rispetto a Giugliano e Case Passerini.

In Di Bella et al., (2024) i tassi di emissione ottenuti da modello sono fino a quattro volte superiori ai flussi misurati. I coefficienti introdotti nei modelli, che derivano da una procedura di calibrazione in condizioni ideali di stato stazionario (fattori di produzione di gas, coefficienti di conversione per la degradazione della materia organica, ecc.), di solito forniscono una sovrastima della produzione di biogas e, di conseguenza, delle emissioni di CH₄ (Cossu et al., 1996).

È interessante notare l'elevata concordanza che sussiste tra il flusso stimato in questo studio e quello ottenuto con il metodo delle camere di accumulo alcune settimane prima, nel rispetto dei monitoraggi semestrali previsti dall'Ente di controllo.

Diversi autori hanno mostrato come il metodo delle camere di accumulo tenda a sottostimare il flusso reale di CH₄ (Borjesson et al., 2000). Una delle principali cause è il numero limitato dei punti di monitoraggio, che penalizza la rappresentatività del rilievo (Babilotte, 2011; Levy et al., 2012; Wong, 2018).

In questo studio la densità di campionamento è stata pari a 18.2 point ha⁻¹, superiore sia ai test condotti presso la discarica di Bellolampo (5.1 point ha⁻¹) sia a quelli svolti presso la discarica di Fossetto (7.5 point ha⁻¹).

5.3 Test presso allevamenti di bovini da latte

Nella presente sezione vengono analizzati e discussi i risultati dei test condotti presso tre allevamenti di bovini da latte in Italia, al fine di stimare il tasso emissivo di CH₄ a livello di sito con la metodica UAV-based descritta nel paragrafo 4.2.

Prima di procedere alla presentazione dei risultati, si desidera fornire un quadro sinottico che descriva brevemente il fenomeno trattato e i fattori che ne influenzano i flussi emissivi di CH₄.

L'emissione totale si compone di due contributi fondamentali: la fermentazione enterica e la gestione del letame. I bovini rappresentano sul territorio italiano la principale sorgente di CH₄ da fermentazione enterica (79.6%), seguiti dagli ovini (9.3%) (ISPRA, 2024).

Anche per quanto concerne la gestione delle deiezioni i bovini costituiscono il contributo dominante (50%), mentre i suini si attestano su percentuali leggermente inferiori (40%).

La produzione di CH₄ da fermentazione enterica è un processo biochimico complesso che si concretizza nel tratto gastrointestinale di numerosi capi da allevamento, in particolare nei ruminanti (specialmente vacche e pecore): durante la digestione, i carboidrati vengono scomposti da microrganismi in molecole più semplici per consentire l'assorbimento dei nutrienti necessari (Sejian et al., 2011).

La prima fase del processo digestivo è costituita dall'idrolisi, che porta alla degradazione dei substrati organici complessi (carboidrati, proteine e grassi) nei monomeri di partenza (acidi grassi a catena lunga, amminoacidi, monosaccaridi). Questi composti organici sono trasformati in acidi grassi volatili a catena corta (propionato, butirrato, acido lattico) e ammoniacale (acidogenesi).

I composti risultanti rappresentano a loro volta il substrato per i batteri acetogeni, con la conseguente produzione di acido acetico, acido formico, anidride carbonica e idrogeno (acetogenesi). Nell'ultima fase della digestione, ceppi di batteri metanigeni convertono l'acido acetico, l'idrogeno molecolare e l'anidride carbonica in CH₄ (metanogenesi).

I fattori che influenzano la produzione di CH₄ sono molteplici e variano dalla digeribilità del mangime alla quantità totale di carboidrati digeriti, dai rapporti di formazione di acidi grassi alle concentrazioni di fibre (Bruns, 2024).

In particolare, il tasso enterico mostra una correlazione positiva con il contenuto di fibre e negativa con quello dei grassi (Jentsch et al. 2007; Benaouda et al., 2019).

Da un punto di vista meteorologico, sono due i fattori limitanti che incidono sul tasso di emissione enterica: la temperatura e l'umidità relativa. La prima si contraddistingue per

una correlazione negativa col tasso di emissione, poiché elevate temperature tendono a ridurre l'attività dell'animale (Ngwabie et al., 2011; Saha et al., 2014).

Analogamente, l'umidità relativa contiene l'emissione di CH₄ del ruminante (anche se le cause non sono chiare e necessitano ulteriori studi per approfondire il tema). Come per la temperatura, potrebbe essere giustificata da un rallentamento nell'attività dell'animale in risposta a stress da calore (Provolo & Riva, 2008).

Ad oggi non si osservano in letteratura delle correlazioni evidenti tra emissioni enteriche di CH₄ e variazioni stagionali. Tuttavia, il tasso di emissione mostra fluttuazioni su scala giornaliera a causa delle pratiche di gestione e al regime di attività degli animali (Saha et al., 2014).

Alcune delle strategie ideate dai veterinari nutrizionisti per ridurre le emissioni di CH₄ dai ruminanti prevedono l'uso di inibitori chimici o additivi inorganici e modificazioni al microbioma dell'animale (Beauchemin et al., 2022).

Anche se numerosi additivi inorganici per mangimi hanno ridotto in maniera evidente le emissioni enteriche di CH₄, sussistono ancora preoccupazioni per la salute e la sicurezza circa il loro utilizzo. Pertanto, gli additivi derivati da materiali biologici, come i microbi alimentati direttamente, sono diventati un metodo sempre più testato e diffuso (Tseten et al., 2022). In un recente studio (Lambo et al., 2024), l'introduzione di piante medicinali nella dieta del ruminante ha ridotto le emissioni di CH₄ fino al 50%, grazie alle sostanze fitochimiche con proprietà anti-metanogeniche contenute nelle stesse.

La decomposizione del letame in condizioni anaerobiche comporta notevoli rilasci di CH₄ e le pratiche di gestione possono influenzare notevolmente il tasso di emissione, a seconda che il letame venga inviato al digestore per produrre biogas oppure stoccato in vasche di raccolta. In Italia, le emissioni derivanti dalla gestione del letame rappresentano il 21.5% delle emissioni dal settore agricoltura e non sono quindi trascurabili (ISPRA, 2024). Dai risultati presentati sarà tuttavia possibile osservare gli effetti di una differente gestione di liquami e letame sull'emissione totale dal sito.

Le emissioni di CH₄ stimate utilizzando il metodo basato su UAV sono state confrontate con quelle ottenute applicando il modello IPCC (Tier 2). Sono stati utilizzati dati specifici forniti da ciascuna azienda agricola, come il numero di bestiame presente al momento del rilevamento, la composizione del gregge, informazioni sulla gestione del letame e razioni alimentari, ecc.

L'incertezza nelle stime delle emissioni di metano utilizzando il metodo IPCC Tier 2 deriva da diversi fattori chiave. A differenza dell'approccio Tier 1, che applica fattori di

emissione predefiniti, il metodo Tier 2 si basa su una caratterizzazione più dettagliata del bestiame e dei loro sistemi alimentari. Una fonte primaria di incertezza è la precisione nella caratterizzazione del bestiame. Questo include la classificazione degli animali in categorie omogenee basate su razza, età, sesso, peso e stadio di produzione. Una categorizzazione imprecisa o troppo generalizzata può portare a errori nelle stime delle emissioni. Inoltre, la disponibilità e l'affidabilità dei dati specifici per paese sulle popolazioni di bestiame e sulla produttività influenzano significativamente l'accuratezza del metodo Tier 2. Un ulteriore fattore critico è il metodo utilizzato per determinare i coefficienti chiave nell'approccio all'energia netta. Le emissioni di metano sono influenzate dall'assunzione di cibo, dalla digeribilità e dalla suddivisione dell'energia, che variano tra i diversi sistemi di produzione.

Ridurre l'incertezza nel metodo Tier 2 richiede un continuo affinamento dei dati di input e degli approcci metodologici. Miglioramenti nelle statistiche nazionali sul bestiame, misurazioni dirette dell'assunzione di cibo e della produzione di metano, e validazioni rispetto a set di dati indipendenti possono migliorare l'accuratezza delle stime delle emissioni. Inoltre, integrare parametri specifici per paese e aggiornare regolarmente i coefficienti sulla base di nuove scoperte di ricerca può contribuire a rendere l'approccio Tier 2 più allineato alle condizioni del mondo reale. Alla fine, sebbene il metodo Tier 2 offra un quadro più dettagliato e potenzialmente più accurato per la stima del metano, la sua efficacia dipende dalla qualità dei dati disponibili e dalla robustezza delle assunzioni sottostanti. Affrontare queste fonti di incertezza è cruciale per migliorare l'affidabilità degli inventari di metano e supportare strategie di mitigazione dei cambiamenti climatici nel settore zootecnico.

Nonostante la sua maggiore specificità, il metodo Tier 2 presenta ancora un'incertezza stimata di circa $\pm 20\%$. Questo rappresenta un miglioramento rispetto al metodo Tier 1, dove l'incertezza varia dal $\pm 30\%$ al $\pm 50\%$, ma rimane significativa.

Per questo motivo, nel presente lavoro è stata assunta un'incertezza media di $\pm 40\%$ per i calcoli effettuati utilizzando il modello IPCC (Tier 2).

5.3.1 Test condotti presso il Sito A

Nelle seguenti tabelle sono riassunti i flussi stimati da ciascun volo condotto nei tre rilievi svolti presso l'allevamento di bovini A, localizzato nel Sud Italia. Vengono forniti i flussi calcolati da modello IPCC (livello 2) e lo scarto assoluto medio (%) tra i due approcci. Si mostrano infine le incertezze totali e l'incidenza dei singoli contributi (Tabella 5.7).

Tabella 5.6 Risultati test condotti presso allevamento di bovini da latte – Sito A.

Data	N. test	Flusso medio stimato UAV (g s ⁻¹)	Flusso min stimato UAV (g s ⁻¹)	Flusso max stimato UAV (g s ⁻¹)	Modello IPCC (Tier 2) (g s ⁻¹)	Scarto assoluto medio (%)
24/07/2024	1	2.70 ± 0.78	1.92	3.48	2.32	14.07
	2	2.72 ± 0.77	1.95	3.49	2.32	14.70
25/09/2024	1	1.35 ± 1.18	0.17	2.53	2.26	67.41
	2	2.18 ± 1.85	0.33	4.03	2.26	3.66
	3	1.75 ± 1.54	0.21	3.29	3.78	116
	4	1.18 ± 0.82	0.36	2.00	3.78	220
11/10/2024	1	2.77 ± 1.04	1.73	3.81	2.24	19.13
	2	2.56 ± 0.87	1,69	3.43	2.24	12.50
	6	4.16 ± 1.63	2.53	5.79	3.73	11.52
	7	3.63 ± 1.56	2.07	5.19	2.24	38.29
	8	0.64 ± 0.19	0.45	0.83	_*	_*

*Volo condotto per stimare eventuali perdite dal biodigestore

Tabella 5.7 Incertezza totale e apporti dei singoli contributi – Sito A.

Data	N. test	Parametro incertezza (g s ⁻¹)				Incertezza Totale (g s ⁻¹)
		$\delta \bar{v}$	$\delta \bar{\theta}$	$\delta ppm - \bar{m}$	$\delta \bar{p}$	
24/07/2024	1	0.58	0.51	5.6 · 10 ⁻²	6.7 · 10 ⁻⁴	0.78
	2	0.62	0.44	5.4 · 10 ⁻²	6.0 · 10 ⁻⁵	0.77
25/09/2024	1	1.181	0.05	8.31 · 10 ⁻⁵	1.4 · 10 ⁻⁵	1.18
	2	1.85	0.02	1 · 10 ⁻⁴	1.8 · 10 ⁻⁵	1.85
	3	1.53	0.01	1.89 · 10 ⁻⁴	1.8 · 10 ⁻⁵	1.54
	4	0.82	0.01	3.84 · 10 ⁻⁴	2.9 · 10 ⁻⁵	0.82
11/10/2024	1	1.044	0.040	4.04 · 10 ⁻⁴	8.02 · 10 ⁻⁵	1.04
	2	0.873	0.023	1.54 · 10 ⁻⁴	7.91 · 10 ⁻⁵	0.87
	6	1.628	0.041	1.21 · 10 ⁻⁴	3.46 · 10 ⁻⁵	1.63
	7	1.556	0.042	1.54 · 10 ⁻⁴	3.11 · 10 ⁻⁵	1.56
	8	0.187	0.008	4.79 · 10 ⁻⁵	1.69 · 10 ⁻⁵	0.19

Dai due voli effettuati durante il primo test è stato ricavato un tasso di emissione enterico rispettivamente pari a 2.70 g/s (volo 1) e 2.97 g/s (volo 2). Il modello IPCC (Tier 2) ha restituito invece un flusso enterico medio di 2.32 g/s, perfettamente in linea con le misure da drone.

Il contributo del letame è stato ritenuto trascurabile, dal momento che le deiezioni animali vengono quotidianamente inviate ad un digestore anaerobico, evitando così apporti diretti in atmosfera.

La quasi totalità dell'incertezza (0.78 g/s per il volo 1 e 0.77 g/s per il volo 2) è imputabile a variazioni in modulo e direzione del vettore vento osservate durante il rilievo. Le prime complicano la definizione del bilancio di massa: se la portata non è costante, le variazioni devono essere integrate su un intervallo di tempo sufficiente per considerare fenomeni di accumulo all'interno del volume di controllo.

Cambiamenti nella direzione durante il rilievo minano invece l'ipotesi di perpendicolarità tra piano di misurazione e vettore vento. Le condizioni meteorologiche per entrambi i voli sono risultate ottimali in tal senso e la perfetta concordanza tra le incertezze totali deriva proprio dalle condizioni ideali verificatesi in fase di rilievo.

Per comprendere meglio questo concetto si osservino i risultati ottenuti dai voli n. 3 e 4 del secondo rilievo, per i quali l'inclinazione del piano verticale rispetto alla direzione del vento medio era rispettivamente pari a 75 e 70 gradi. La qualità del risultato ne ha risentito in maniera evidente, con incertezze totali comprese nel range 116-220% (imputabili per il 99% alla velocità del vento).

Dai sette voli effettuati durante l'ultimo test è stato dedotto un tasso di emissione enterica compreso tra 2.56 e 4.16 g/s. Il confronto indipendente applicando il metodo IPCC 2006 ha fornito un risultato totale pari a 3.73 g/s e pari a 2.24 g/s per il solo settore C.

L'incertezza totale, stimata applicando la legge di propagazione degli errori al bilancio di massa descritto nel paragrafo 4.2, è risultata compresa tra 1.38 e 1.56 g/s. Le condizioni ambientali durante i voli sono state mediamente favorevoli e hanno garantito una discreta perpendicolarità utile a migliorare l'affidabilità della stima.

Confrontando i risultati di tutti i rilievi svolti con il flusso calcolato da modello IPCC, si può osservare un buon grado di accordo tra le misure in campo e il riferimento stesso (con le prime che hanno sempre intercettato il dato IPCC all'interno dell'incertezza totale).

5.3.2 Test condotti presso il Sito B

I tassi di emissione stimati durante due rilievi condotti presso il sito B sono riassunti nelle tabelle seguenti. Vengono anche forniti i flussi calcolati da modello IPCC (livello 2) e lo scarto assoluto medio (%) tra i due approcci, analogamente a quanto osservato per il sito A nel paragrafo precedente. Si presentano poi le incertezze totali e l'incidenza dei singoli contributi (Tabella 5.9).

Il primo giorno di rilievo sono stati condotti quattro voli sottovento all'intero sito (voli da 1 a 4), stimando un flusso enterico medio di 1.38 ± 1.94 g/s. I restanti voli hanno invece riguardato un solo settore con vacche in lattazione (complesso A), restituendo un tasso di emissione medio di 0.51 ± 1.46 g/s. Il confronto con il modello IPCC ha mostrato un buon grado di accordo tra i due dati, con uno scostamento del 2.13% per l'intero sito e del 25% per il complesso A. Il secondo giorno di rilievo ha evidenziato un tasso medio pari a 1.70 ± 1.08 g/s. Sono stati condotti due voli (n.5-6) su due cumuli di letame stoccati all'aperto sul lato nord-est, stimando un flusso enterico di 0.22 ± 0.15 g/s. I risultati sono coerenti con quelli calcolati da modello IPCC per il sito in esame (0.15 g/s).

Tabella 5.8 Risultati test condotti presso allevamento di bovini da latte – Sito B.

Data	N. test	Flusso medio stimato UAV [g s ⁻¹]	Flusso min stimato UAV [g s ⁻¹]	Flusso max stimato UAV [g s ⁻¹]	Modello IPCC (Tier 2) [g s ⁻¹]	Scarto assoluto medio [%]
25/11/2024	1	1.45 ± 1.88	0.00	3.33	1.56	7.58
	2	1.61 ± 2.01	0.00	3.62	1.56	3.10
	3	1.58 ± 1.39	0.19	2.97	1.56	1.26
	4	1.78 ± 2.51	0.00	4.29	1.56	12.35
	5	0.66 ± 1.77	0.00	2.43	0.83	25.75
	6	0.72 ± 1.59	0.00	2.31	0.83	15.27
	7	0.44 ± 1.93	0.00	2.37	0.83	88.63
	8	0.22 ± 0.56	0.00	0.78	0.83	277
26/11/2024	1	2.07 ± 0.54	1.53	2.61	1.56	24.64
	2	1.42 ± 0.46	0.96	1.88	1.56	9.86
	3	1.86 ± 0.84	1.02	2.70	1.56	16.13
	4	1.44 ± 0.65	0.79	2.09	1.56	8.33
	5	0.25 ± 0.06	0.19	0.31	0.15	66.66
	6	0.18 ± 0.08	0.10	0.26	0.15	16.66

Tabella 5.9 Incertezza totale e apporti dei singoli contributi – Sito B.

Data	N. test	Parametro incertezza (g s ⁻¹)				Incertezza Totale
		$\delta \bar{v}$	$\delta \bar{\theta}$	$\delta \overline{ppm} - \bar{m}$	$\delta \bar{p}$	
25/11/2024	1	1.882	0.089	$2.28 \cdot 10^{-5}$	$1.14 \cdot 10^{-4}$	1.88
	2	2.007	0.091	$2.65 \cdot 10^{-5}$	$1.24 \cdot 10^{-4}$	2.01
	3	1.387	0.079	$1.96 \cdot 10^{-5}$	$1.24 \cdot 10^{-4}$	1.39
	4	2.509	0.077	$2.94 \cdot 10^{-5}$	$1.25 \cdot 10^{-4}$	2.51
	5	1.769	0.020	$3.41 \cdot 10^{-6}$	$2.24 \cdot 10^{-5}$	1.77
	6	1.590	0.026	$4.64 \cdot 10^{-6}$	$2.90 \cdot 10^{-5}$	1.59
	7	1.932	0.016	$3.23 \cdot 10^{-6}$	$1.87 \cdot 10^{-5}$	1.93
	8	0.560	0.008	$3.37 \cdot 10^{-6}$	$1.47 \cdot 10^{-5}$	0.56
26/11/2024	1	0.533	0.068	$5.11 \cdot 10^{-5}$	$2.06 \cdot 10^{-4}$	0.54
	2	0.453	0.071	$3.95 \cdot 10^{-5}$	$1.45 \cdot 10^{-4}$	0.46
	3	0.836	0.085	$6.10 \cdot 10^{-5}$	$1.88 \cdot 10^{-4}$	0.84
	4	0.649	0.057	$4.33 \cdot 10^{-5}$	$1.56 \cdot 10^{-4}$	0.65
	5	0.060	0.005	$7.62 \cdot 10^{-6}$	$3.16 \cdot 10^{-5}$	0.06
	6	0.080	0.003	$9.20 \cdot 10^{-6}$	$3.73 \cdot 10^{-5}$	0.08

L'incertezza totale del primo giorno di rilievo è risultata compresa tra 0.56 e 2.51 g/s. Nel corso delle misurazioni, le condizioni meteorologiche sono state abbastanza favorevoli e hanno garantito una buona perpendicolarità tra direzione media del vento e piano verticale di scansione. Il principale contributo all'incertezza è stato individuato nelle variazioni in velocità del vettore vento (> 95%), che può essere ridotto minimizzando il tempo di volo in condizioni di buona stabilità atmosferica.

Il secondo giorno ha invece mostrato una incertezza totale compresa tra 0.46 e 0.84 g/s. Analizzando i dati contenuti in Tabella 5.9, si può osservare come i voli 1 e 2, condotti in condizioni di vento particolarmente costante in modulo, siano caratterizzati da incertezze totali inferiori rispetto agli altri voli.

Questo potrebbe suggerire che le variazioni in velocità del vettore vento abbiano un peso maggiore delle fluttuazioni in direzione sull'incertezza totale: la non perfetta ortogonalità del piano di misura può essere attenuata con alcuni accorgimenti operativi e metodologici, mentre oscillazioni in intensità del vento sono più complesse da trattare.

5.3.3 Test condotti presso il Sito C

La campagna di monitoraggio nel settore zootecnico si conclude con tre rilievi differenti effettuati presso un terzo allevamento di bovini da latte (sito C), situato nel Nord Italia.

Di seguito vengono riassunti i flussi enterici stimati per ciascun volo (Tabella 5.10), con il solito confronto tra stime UAV e modello IPCC (Tier 2). Si presentano infine le incertezze totali e l'incidenza dei singoli contributi (Tabella 5.11).

Da dieci voli effettuati il primo giorno di test è stato dedotto un tasso di emissione enterica medio di 1.68 ± 0.45 g/s. Il contributo delle deiezioni animali è stato ritenuto trascurabile, a ragione della elevata frequenza con cui il letame è inviato presso il digestore anaerobico. L'incertezza totale è risultata essere compresa tra 0.32 e 0.67 g/s.

Durante il secondo rilievo sono stati condotti sedici voli, stimando un tasso di emissione enterica medio di 1.85 ± 0.55 g/s, perfettamente in linea con il modello IPCC (2.20 g/s). L'incertezza totale è risultata essere compresa tra 0.32 e 0.67 g/s.

Il terzo ed ultimo rilievo si compone di sei voli effettuati sottovento al sito ed ha fornito un tasso di emissione enterica medio di 2.27 ± 0.62 g/s, ancora una volta in buon accordo con il modello IPCC (Tier 2) (2.20 g/s).

Tabella 5.10 Risultati test condotti presso allevamento di bovini da latte – Sito C.

Data	N. test	Flusso medio stimato UAV [g s ⁻¹]	Flusso min stimato UAV [g s ⁻¹]	Flusso max stimato UAV [g s ⁻¹]	Modello IPCC (Tier 2) [g s ⁻¹]	Scarto assoluto medio [%]
23/10/2024	3	1.51 ± 0.39	1.12	1.90	2.20	44.48
	4	1.22 ± 0.32	0.90	1.54	2.20	80.33
	5	1.42 ± 0.42	1.00	1.84	2.20	54.93
	6	1.40 ± 0.42	0.98	1.82	2.20	57.14
	7	1.73 ± 0.49	1.24	2.22	2.20	27.17
	8	2.60 ± 0.63	1.97	3.23	2.20	15.38
	9	2.18 ± 0.53	1.65	2.71	2.20	0.92
	10	1.41 ± 0.37	1.04	1.78	2.20	28.01
24/10/2024	1	2.16 ± 0.63	1.53	2.79	2.20	1.85
	2	2.08 ± 0.67	1.41	2.75	2.20	5.77
	3	1.25 ± 0.37	0.88	1.62	2.20	62.96
	4	1.91 ± 0.54	1.37	2.45	2.20	15.18
	5	1.87 ± 0.54	1.33	2.41	2.20	17.65

Tabella 5.10 Continua.

Data	N. test	Flusso medio stimato UAV	Flusso min stimato UAV	Flusso max stimato UAV	Modello IPCC (Tier 2)	Scarto assoluto medio
		[g s ⁻¹]	[g s ⁻¹]	[g s ⁻¹]	[g s ⁻¹]	[%]
05/11/2024	1	1.71 ± 0.39	1.32	2.10	2.20	28.65
	2	1.88 ± 0.46	1.42	2.34	2.20	17.02
	5	2.55 ± 0.61	1.94	3.16	2.20	13.72
	6	3.08 ± 0.75	2.33	3.83	2.20	28.57
	7	1.91 ± 0.49	1.42	2.40	2.20	15.18
	8	2.47 ± 1.03	1.44	3.50	2.20	10.93

Tabella 5.11 Incertezza totale e apporti dei singoli contributi – Sito C

Data	N. test	Parametro incertezza (g s ⁻¹)				Incertezza Totale
		$\delta \bar{v}$	$\delta \bar{\theta}$	$\delta \overline{ppm} - \bar{m}$	$\delta \bar{p}$	
23/10/2024	3	0.390	0.034	1.76 · 10 ⁻⁴	8.20 · 10 ⁻⁵	0.39
	4	0.314	0.028	1.36 · 10 ⁻⁴	6.00 · 10 ⁻⁵	0.32
	5	0.417	0.031	1.50 · 10 ⁻⁴	6.34 · 10 ⁻⁵	0.42
	6	0.414	0.031	2.50 · 10 ⁻⁴	7.44 · 10 ⁻⁵	0.42
	7	0.490	0.033	3.58 · 10 ⁻⁴	1.05 · 10 ⁻⁴	0.49
	8	0.631	0.061	2.30 · 10 ⁻⁴	1.52 · 10 ⁻⁴	0.63
	9	0.529	0.056	1.41 · 10 ⁻⁴	1.15 · 10 ⁻⁴	0.53
	10	0.369	0.032	1.09 · 10 ⁻⁴	6.64 · 10 ⁻⁵	0.37
24/10/2024	1	0.628	0.041	1.35 · 10 ⁻⁴	1.23 · 10 ⁻⁴	0.63
	2	0.666	0.045	1.25 · 10 ⁻⁴	1.16 · 10 ⁻⁴	0.67
	3	0.370	0.026	1.47 · 10 ⁻⁴	6.76 · 10 ⁻⁵	0.37
	4	0.539	0.028	1.66 · 10 ⁻⁴	9.63 · 10 ⁻⁵	0.54
	5	0.536	0.042	1.67 · 10 ⁻⁴	9.19 · 10 ⁻⁵	0.54
05/11/2024	1	0.389	0.019	1.08 · 10 ⁻⁴	8.40 · 10 ⁻⁵	0.39
	2	0.459	0.019	1.22 · 10 ⁻⁴	9.40 · 10 ⁻⁵	0.46
	5	0.607	0.027	1.38 · 10 ⁻⁴	1.18 · 10 ⁻⁴	0.61
	6	0.747	0.035	1.83 · 10 ⁻⁴	1.47 · 10 ⁻⁴	0.75
	7	0.478	0.021	1.11 · 10 ⁻⁴	9.25 · 10 ⁻⁵	0.49
	8	1.028	0.028	9.14 · 10 ⁻⁴	1.84 · 10 ⁻⁵	1.03

5.3.4 Riepilogo e confronto tra i risultati

I risultati ottenuti applicando il metodo UAV-based proposto presso i tre allevamenti sono riassunti in Figura 5.14, categorizzati in base al livello di copertura del rilievo (parziale o intero sito). In particolare, vengono forniti i tassi di emissione enterica medi complessivi per ciascun rilievo condotto.

Il sito A mostra un flusso enterico medio pari a 3.60 g s^{-1} (con riferimento al test effettuato sull'intero allevamento), mentre il tasso di emissione è compreso tra 2.18 e 2.83 g s^{-1} per i soli rilievi parziali (6 voli effettuati sottovento a vacche in lattazione localizzate in una stalla all'estremità nord-est dell'azienda agricola).

Per il sito B il flusso enterico medio complessivo è stato pari a 1.43 g s^{-1} , mentre il rilievo parziale condotto durante il solo test 1 ha stimato un flusso medio di 0.51 g s^{-1} .

Presso il sito C i test sono stati tutti effettuati per stimare il tasso di emissione enterica a livello di intero sito, ottenendo un flusso medio pari a 1.93 g s^{-1} .

Da una analisi comparativa dei risultati forniti in Figura 5.14, si può notare come il flusso enterico presenti alcune fluttuazioni attorno al valore medio, apparentemente correlato al numero di capi presenti.

Esprimendo queste fluttuazioni in termini di 1 deviazione standard e rapportando al tasso di emissione media per ciascun test, si osserva un andamento crescente col numero di capi (Sito B, 538 capi – 0.05 g s^{-1} ; Sito C, 720 capi – 0.25 g s^{-1} ; Sito A, 926 capi – 0.28 g s^{-1}).

Questo trend suggerisce che l'incertezza del metodo potrebbe essere funzione del numero di capi presenti al momento del rilievo, a cui devono aggiungersi influenze di carattere meteorologico (variazioni nella velocità e direzione del vento) e fenomenologico (stato di stress negli animali mentre durante il rilievo, incidenza della temperatura sull'attività metabolica, orario e frequenza nella distribuzione del mangime ecc.). Distinguere i diversi contributi è ad oggi estremamente complesso, poiché questi agiscono in maniera sinergica e non è semplice disaggregare i differenti apporti.

Alcuni contributi possono essere stimati mediante un approccio basato sulla propagazione degli errori (come quelli meteorologici che caratterizzano il metodo UAV), mentre altri aspetti associati alle dinamiche emissive possono essere affrontati aumentando il numero di rilievi e migliorando la rappresentatività del risultato finale.

Sarebbe interessante ripetere i test con frequenza settimanale o mensile su uno stesso sito per un anno, al fine di cogliere variazioni apprezzabili sul tasso di emissione enterica e individuare una potenziale ciclicità stagionale del profilo emissivo.

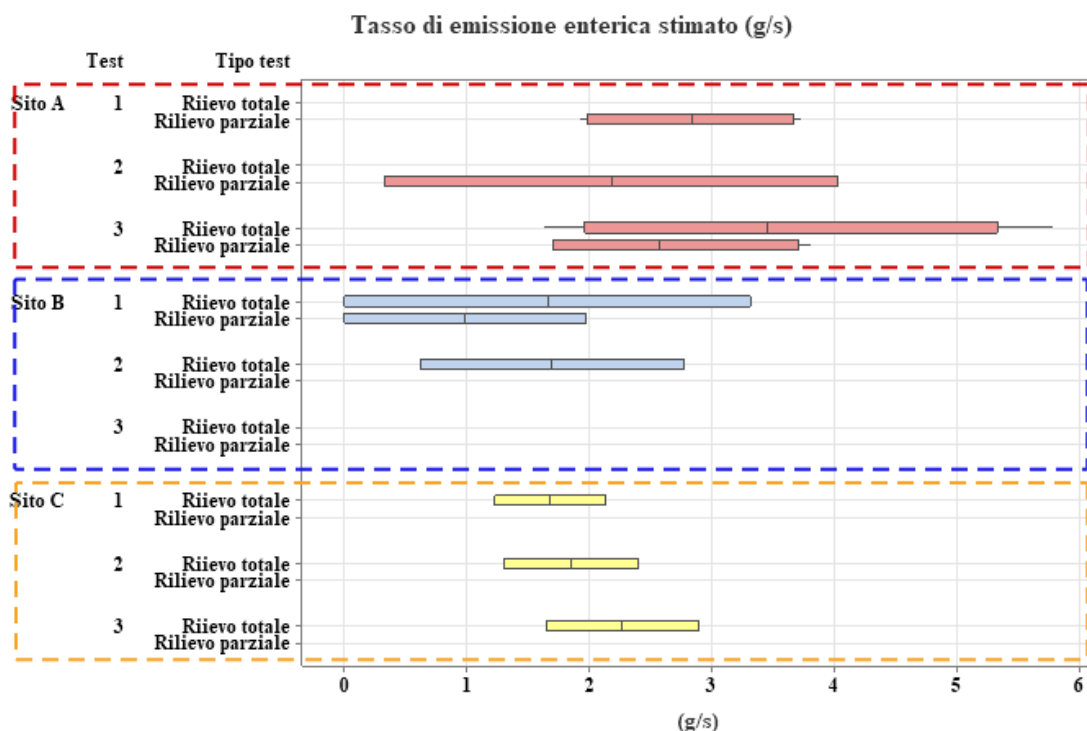


Figura 5.14 Flussi enterici medi stimati per singolo sito, distinti per rilievo e copertura d'indagine

Ulteriori considerazioni possono essere fatte se invece del valore mediato sul numero di test vengono analizzati i risultati dei singoli voli (Figura 5.15). Ad esempio, i flussi stimati per uno stesso sito evidenziano un andamento caratterizzato da variazioni relativamente contenute tra un volo e l'altro.

Per il sito A, il range massimo osservato è risultato pari a 0.46 g s^{-1} durante il rilievo parziale (test 2) e a 0.53 g s^{-1} per quello sull'intero sito (test 3 – il volo n.7 è stato escluso in quanto identificato come outlier).

Il sito B presenta un range compreso tra 0.44 (test 1) e 0.65 g s^{-1} (test 2) per l'intero sito, in accordo con quello osservato per il rilievo parziale effettuato durante il test 1 (0.60 g s^{-1}).

Sul sito C è stato osservato il range più elevato (1.02 g s^{-1} , test 2), con riferimento a voli effettuati per stimare il tasso di emissione enterica dall'intero allevamento.

Questi risultati suggeriscono che il metodo è in grado di catturare il flusso di CH_4 enterico e di cogliere fluttuazioni indotte dalla natura turbolenta del fenomeno. Tale aspetto risulta particolarmente evidente per il sito C e in misura minore nei restanti allevamenti.

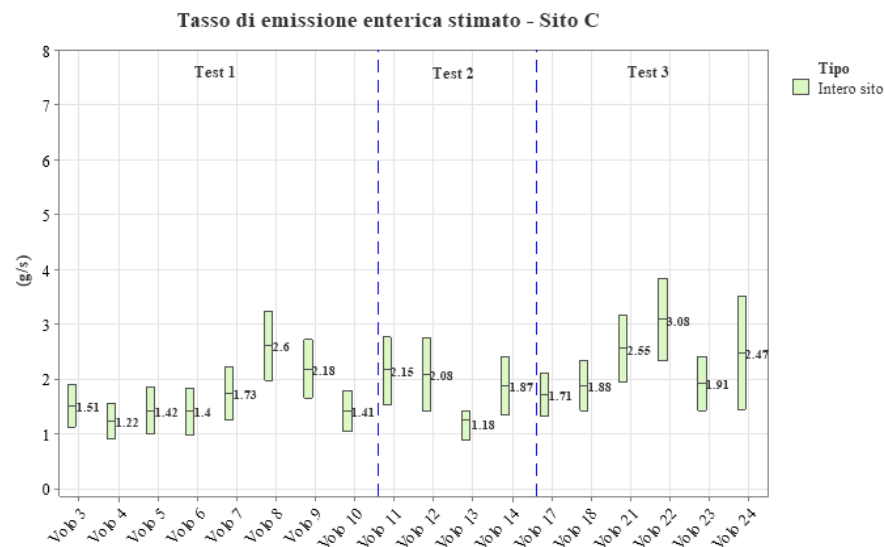
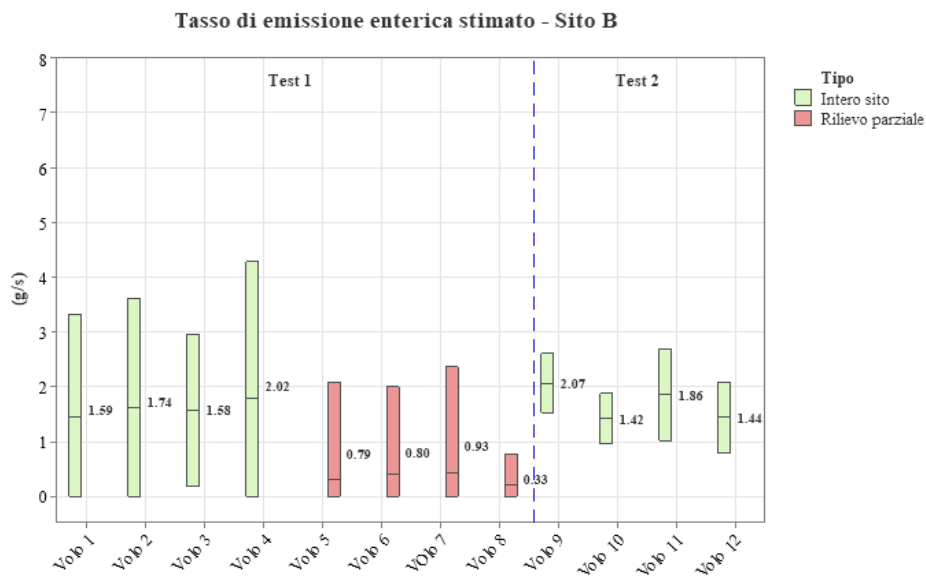
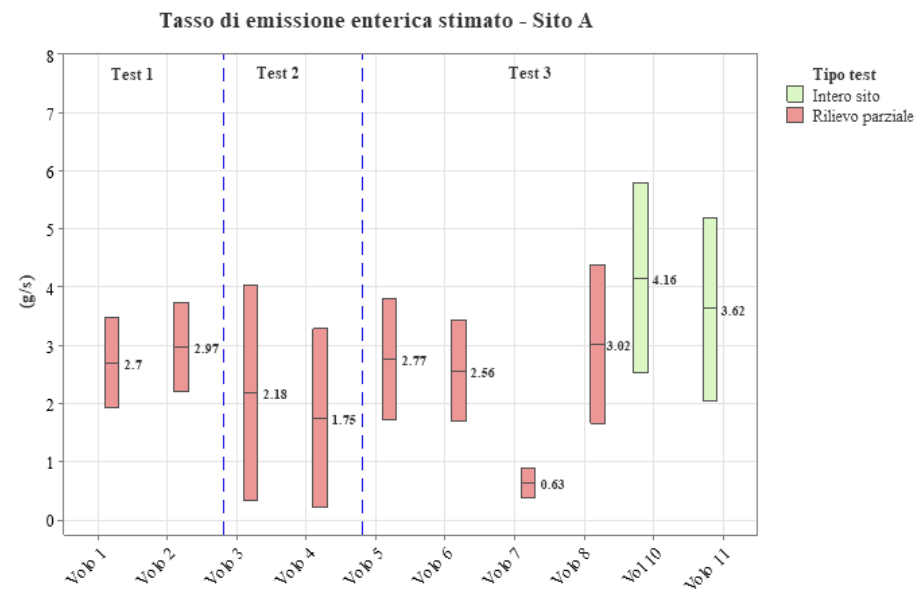


Figura 5.15 Risultati dei singoli voli condotti per stimare il tasso di emissione enterica dai tre allevamenti

L'incertezza totale e l'incidenza dei principali contributi micrometeorologici (velocità e direzione del vento) e strumentali (errori nella misura di concentrazione e di posizione) sono riassunti in Tabella 5.12, che mostra i valori medi per ciascun test condotto presso i tre allevamenti. Con riferimento al sito A, l'incertezza totale media per singolo test varia da 0.77 a 1.63 g s⁻¹. Tra le fonti di errore, la velocità del vento risulta essere la più rilevante e incide sull'incertezza totale da 0.60 g s⁻¹ (test 1) a 1.63 g s⁻¹ (test 3).

Il sito B presenta l'incertezza massima osservata nell'intera campagna di rilievi (1.95 g s⁻¹, test 1), dominata da variazioni in velocità (0.89 g s⁻¹) e in minor parte da oscillazioni nella direzione (0.08 g s⁻¹) del vettore vento. Probabilmente la causa risiede nelle condizioni di scarsa stabilità atmosferica al momento del rilievo. Si può osservare infatti una variazione negativa (-57%) tra il flusso enterico stimato a livello di sito durante il primo test (1.46 g s⁻¹) e quello ricavato dal test 2 (0.62 g s⁻¹). La differenza è ancora più evidente in Figura 5.15, confrontando l'ampiezza dei boxplot relativi all'intero sito tra il primo e il secondo test. È interessante notare come il valore medio si attesti comunque su un range piuttosto ristretto nell'intera campagna di rilievo (1-2 g s⁻¹). Infine, per quanto concerne il sito C, è possibile intravedere in Figura 5.15 una certa periodicità nei flussi stimati, che potrebbe indicare le fluttuazioni giornaliere catturate dal metodo nel corso delle misurazioni.

Tabella 5.12 Incertezza totale e apporti dei singoli contributi mediati su interi test presso i tre allevamenti.

Sito	Tipo test	Incetezza totale (g s ⁻¹)	Incetezza velocità vento (g s ⁻¹)	Incetezza direzione vento (g s ⁻¹)	Incetezza misura ppm-m (g s ⁻¹)	Incetezza posizione (g s ⁻¹)
A						
test 1	Rilievo parziale	0.77	0.60	0.48	$5.50 \cdot 10^{-2}$	$3.65 \cdot 10^{-4}$
test 2	Rilievo parziale	1.18	1.18	0.05	$8.31 \cdot 10^{-5}$	$1.40 \cdot 10^{-5}$
test 3	Rilievo parziale	0.89	0.89	0.02	$1.71 \cdot 10^{-4}$	$5.35 \cdot 10^{-5}$
test 3	Intero sito	1.63	1.63	0.04	$1.21 \cdot 10^{-4}$	$3.46 \cdot 10^{-5}$
B						
test 1	Rilievo parziale	1.95	1.95	0.08	$2.46 \cdot 10^{-5}$	$1.22 \cdot 10^{-4}$
test 1	Intero sito	1.46	1.46	0.02	$3.66 \cdot 10^{-6}$	$2.12 \cdot 10^{-5}$
test 2	Intero sito	0.62	0.62	0.07	$4.87 \cdot 10^{-5}$	$1.74 \cdot 10^{-4}$
C						
test 1	Intero sito	0.45	0.44	0.04	$1.94 \cdot 10^{-4}$	$8.98 \cdot 10^{-5}$
test 2	Intero sito	0.55	0.55	0.04	$1.48 \cdot 10^{-4}$	$2.64 \cdot 10^{-4}$
test 3	Intero sito	0.62	0.62	0.02	$2.63 \cdot 10^{-4}$	$2.31 \cdot 10^{-4}$

5.3.5 Stima dei fattori di emissione enterica per i tre siti di allevamento

Nelle tabelle a seguire è fornita l'emissione specifica di CH₄ per i singoli rilievi condotti presso i tre allevamenti analizzati, calcolata da modello IPCC (Tier 2) e misurata in campo dal sistema UAV, espressa in:

- kg_{CH₄}/capo/anno;
- kg_{CH₄}/kg carne viva/anno;
- kg_{CH₄}/UA/anno (UA = 500 kg carne viva).

I contributi emissivi sono differenziati su due fasi di processo: stabulazione e stoccaggio degli effluenti zootecnici. Il primo riguarda l'emissione di CH₄ prodotta dai capi confinati all'interno di uno spazio chiuso (stalla) o aperto (recinto), associato alla fermentazione enterica che caratterizza la digestione nei ruminanti.

Il secondo contributo si riferisce invece alle emissioni derivanti da operazioni di raccolta e stoccaggio degli effluenti zootecnici palabili (letame) e non palabili (liquami). Secondo il National Inventory Report (ISPRA, R398/2024), le vacche in asciutta emettono circa il 39% di CH₄ in meno rispetto a quelle in lattazione. Questo fattore di conversione è stato utilizzato per convertire vacche in asciutta nell'equivalente di capi in lattazione, mentre per i restanti gruppi (manze e manzette, bovini di età compresa tra 6 e 24 mesi) si assume che emettano il 75% in meno rispetto a quelle in lattazione (Vinković et al., 2022). In tal modo è stato possibile ricondurre le categorie di capi presenti ad una sola unità funzionale, che consente il confronto tra i vari risultati conseguiti.

Con riferimento alle emissioni di CH₄ da stabulazione calcolate col modello IPCC (livello 2), il sito C presenta il tasso medio annuale per capo più basso (103.06 kg_{CH₄}/capo/anno) seguito dal sito B (105.34 kg_{CH₄}/capo/anno) ed A (118.76 kg_{CH₄}/capo/anno).

Considerando la normalizzazione su kg carne viva, il tasso di emissione annuale più basso corrisponde al sito C (0.1610 kg_{CH₄}/kg carne viva/anno), mentre quello più alto si osserva per il sito A (0.1785 kg_{CH₄}/kg carne viva/anno).

In termini di emissione giornaliera per unità animale, il sito C conferma il valore più basso (0.221 kg_{CH₄}/UA/giorno), seguito dal sito B (0.222 kg_{CH₄}/UA/giorno) ed ultimo il sito A (0.244 kg_{CH₄}/UA/giorno).

I risultati UAV individuano le prestazioni migliori per il sito C, indipendentemente dal fattore di normalizzazione che viene utilizzato (capo, kg di carne viva, unità animale).

Tabella 5.13 Emissione specifica in kg_{CH4}/capo/anno.

Sito	data rilievo	Note	Stabulazione		Stoccaggio letame	
			kg _{CH4} / capo / anno		kg _{CH4} / capo / anno	
			IPCC Tier 2	UAV	IPCC Tier 2	UAV
A	24/07/2024	Rilievo parziale	100.89	101.07	17.47	-
	25/09/2024	Rilievo parziale	102.79	81.48	18.31	-
	11/10/2024	Rilievo parziale	105.56	100.11	18.41	-
	11/10/2024	Intero sito	165.81	113.48	29.95	-
		media	118.76	99.04	21.03	-
B	25/11/2024	Intero sito	100.23	98.10	10.66	15.64
	25/11/2024	Rilievo parziale	115.56	111.20	32.70	47.97
	26/11/2024	Intero sito	100.23	105.21	10.66	15.64
		media	105.34	104.83	18.00	26.00
C	23/10/2024	Intero sito	103.06	78.70	18.27	-
	23/10/2024	Intero sito	103.06	86.66	18.27	-
	05/11/2024	Intero sito	103.06	106.34	18.27	-
		media	103.06	90.57	18.27	-

Tabella 5.14 Emissione specifica in kg_{CH4}/carne viva/anno

Sito	data rilievo	Note	Stabulazione		Stoccaggio letame	
			kg _{CH4} / capo / anno		kg _{CH4} / capo / anno	
			IPCC Tier 2	UAV	IPCC Tier 2	UAV
A	24/07/2024	Rilievo parziale	0.1513	0.1515	0.0262	-
	25/09/2024	Rilievo parziale	0.1546	0.1225	0.0275	-
	11/10/2024	Rilievo parziale	0.1587	0.1505	0.0277	-
	11/10/2024	Intero sito	0.2493	0.1706	0.0450	-
		media	0.1785	0.1488	0.0316	-
B	25/11/2024	Intero sito	0.1542	0.1509	0.0164	0.0241
	25/11/2024	Rilievo parziale	0.1778	0.1711	0.0503	0.0738
	26/11/2024	Intero sito	0.1542	0.1619	0.0164	0.0241
		media	0.1621	0.1613	0.0277	0.0406
C	23/10/2024	Intero sito	0.1610	0.1230	0.0285	-
	23/10/2024	Intero sito	0.1610	0.1354	0.0285	-
	05/11/2024	Intero sito	0.1610	0.1354	0.0285	-
		media	0.1610	0.1415	0.0285	-

Tabella 5.15 Emissione specifica in kg_{CH4}/UA/giorno

Sito	data rilievo	Note	Stabulazione		Stoccaggio letame	
			kg _{CH4} / capo / anno		kg _{CH4} / capo / anno	
			IPCC Tier 2	UAV	IPCC Tier 2	UAV
A	24/07/2024	Rilievo parziale	0.21	0.21	0.04	-
	25/09/2024	Rilievo parziale	0.21	0.17	0.04	-
	11/10/2024	Rilievo parziale	0.22	0.21	0.04	-
	11/10/2024	Intero sito	0.34	0.23	0.06	-
		media	0.244	0.204	0.04	-
B	25/11/2024	Intero sito	0.21	0.21	0.02	0.03
	25/11/2024	Rilievo parziale	0.24	0.23	0.07	0.10
	26/11/2024	Intero sito	0.21	0.22	0.02	0.03
		media	0.222	0.221	0.04	0.05
C	23/10/2024	Intero sito	0.22	0.17	0.04	-
	23/10/2024	Intero sito	0.22	0.19	0.04	-
	05/11/2024	Intero sito	0.22	0.23	0.04	-
		media	0.221	0.194	0.04	-

Diversamente dal modello IPCC, il sito B presenta i tassi di emissione maggiori, con uno scostamento medio del 15% rispetto al sito B e del 7% rispetto al sito A.

Una possibile giustificazione risiede nelle assunzioni del modello IPCC, che non coglie le variazioni istantanee del fenomeno emissivo, al contrario di una misura effettuata in campo e in tempo reale.

La genetica, l'attività animale e vari parametri climatici (come, ad esempio, la temperatura e l'umidità relativa) possono provocare stress negli animali e dare luogo a diversificazioni da capo a capo nell'assunzione di materia secca, frequenza di abbeveramento, efficienza alimentare e tempo di ruminazione: tutto ciò può influenzare i modelli di emissione, sia a livello stagionale che giornaliero (Antanaitis et al., 2023; Islam et al., 2021).

Un recente studio (Rodrigues et al., 2024) ha osservato notevoli variazioni nelle emissioni enteriche (anche tra stalle del medesimo sito), sia a livello giornaliero che stagionale. In particolare, durante il giorno le emissioni di CH₄ aumentavano, con picchi a un'ora circa dalla distribuzione del mangime.

In Figura 5.16 sono riassunti i tassi di emissione specifica calcolati e misurati in campo: si può osservare come il dato IPCC sia costantemente al di sopra del valore restituito dal

metodo UAV-based. Inoltre, il dato mediato calcolato da modello IPCC è sempre contenuto nell'incertezza del metodo basato su drone.

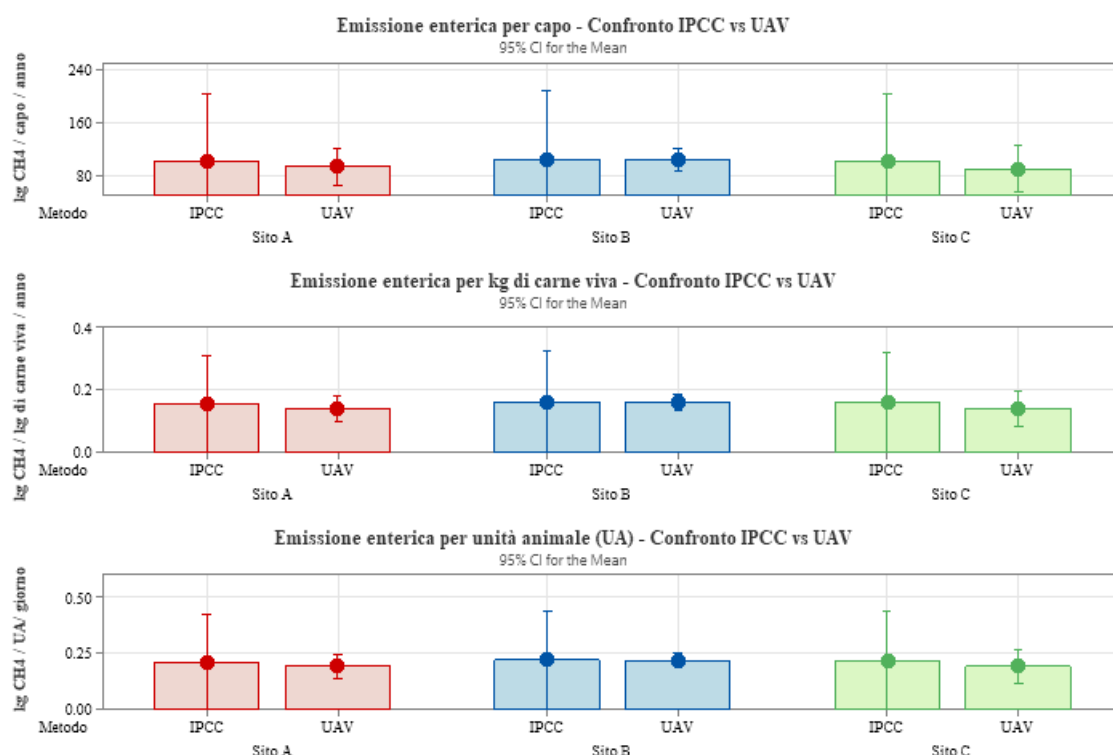


Figura 5.16 Interval Plot tasso di emissione enterica CH_4 per i tre siti analizzati, distinti in IPCC e UAV.

Con riferimento alle emissioni di CH_4 da stoccaggio, occorre precisare che la totalità degli allevamenti convogliano e inviano le deiezioni animali (palabili e non) verso biodigestori. Presso il sito B, parte del letame prodotto viene stoccato all'aperto e rappresenta l'unico contributo emissivo osservato in campo.

La rimozione delle deiezioni animali dalle stalle e il loro invio a digestori rappresentano un passo concreto verso una gestione più sostenibile del letame. Stalle pulite favoriscono il benessere animale, con conseguenti riduzioni nelle emissioni enteriche di CH_4 per stati di stress evitati nel ruminante.

Questo lavoro mostra come il tasso di emissione enterica specifico (indipendentemente dal fattore utilizzato) tende a migliorare con la frequenza di rimozione delle deiezioni all'interno delle stalle, individuando nel sito C (frequenza oraria di rimozione) l'esempio più virtuoso, seguita dal sito A e infine dal sito B. In tal senso, le quantità inviate ai biodigestori possono essere intese come emissioni evitate: i siti B e A evitano emissioni di CH_4 rispettivamente pari a 18.27 e 21.03 kg per capo all'anno, mentre il sito B emette 18.00 $\text{kg}_{\text{CH}_4}/\text{capo}/\text{anno}$ (secondo il calcolo da modello IPCC).

In quest'ultimo allevamento è stato anche stimato il tasso di emissione del letame stoccato in due cumuli all'aperto (per sei mesi), attraverso la metodica UAV-based.

È interessante osservare che il drone restituisce un risultato superiore del 44% rispetto al modello IPCC. Questa divergenza può essere imputata alla diversa natura degli approcci: mentre il modello IPCC calcola l'emissione con riferimento al numero di capi, il metodo UAV-based effettua la misura su un quantitativo di letame che proviene dallo stoccaggio di più contributi nel tempo (Figura 5.17).

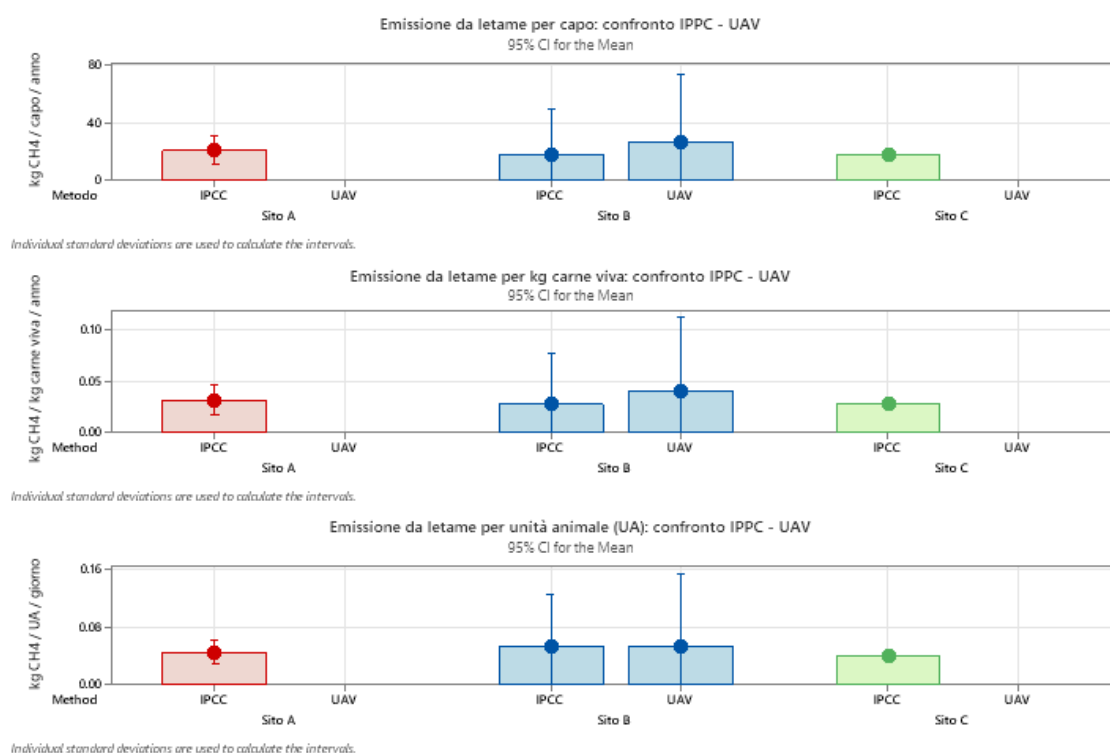


Figura 5.17 Interval Plot tasso di emissione CH₄ da letame per i tre siti analizzati, distinti in IPCC e UAV.

In Tabella 5.16 è presentato il tasso di emissione specifica per litro di latte prodotto (mg CH₄/L latte/giorno). Per il calcolo sono stati utilizzati i dati giornalieri forniti direttamente dalle aziende agricole analizzate: 34 L/capo/giorno (sito A), 34 L/capo/giorno (sito B), 40 L/capo/giorno (sito C).

Da un'analisi comparativa l'allevamento C risulta essere il più prestazionale, sia secondo il modello IPCC (0.0025 mg CH₄/L latte/giorno) sia osservando le misurazioni del drone (0.0022 mg CH₄/L latte/giorno).

Il modello IPCC individua nell'allevamento A il meno prestazionale (0.00496 mg CH₄/L latte/giorno), mentre per le misurazioni tramite drone è risultato essere il sito B (0.00456 mg CH₄/L latte/giorno).

La posizione intermedia è occupata dal sito B per il modello IPCC (0.00461 mg CH₄/L latte/giorno) e dal sito A per il metodo UAV-based (0.00411 mg CH₄/L latte/giorno).

Tabella 5.16 Emissione specifica per litro (L) di latte prodotto giornalmente

Sito	data rilievo	Note	mg CH ₄ /L latte/giorno	
			IPCC Tier 2	UAV
A	24/07/2024	Rilievo parziale	0.00428	0.00428
	25/09/2024	Rilievo parziale	0.00413	0.00327
	11/10/2024	Rilievo parziale	0.00398	0.00377
	11/10/2024	Intero sito	0.00745	0.00510
		media	0.00496	0.00411
B	25/11/2024	Intero sito	0.00252	0.00193
	25/11/2024	Rilievo parziale	0.00252	0.00212
	26/11/2024	Intero sito	0.00252	0.00260
		media	0.00252	0.00222
C	23/10/2024	Intero sito	0.00344	0.00337
	23/10/2024	Intero sito	0.00690	0.00664
	05/11/2024	Intero sito	0.00350	0.00368
		media	0.00461	0.00456

Esprimendo queste fluttuazioni in termini di 1 deviazione standard e rapportando al tasso di emissione medio per ciascun test, si può osservare un andamento decrescente col numero di capi (Figura 5.18a).

In particolare, l'incertezza si riduce aumentando la scala del rilievo sia per il sito A (-41%) che per il sito B (-21%). È interessante osservare come la riduzione è evidente sia con riferimento al numero di capi totale (1682 per il sito A, 538 per il sito B), sia con riferimento all'aumento percentuale dei capi tra rilievo parziale e totale (+83% per il sito A, +80% per il sito B) (Figura 5.18b).

Questo trend suggerisce che l'incertezza del metodo dipende dal numero di capi presenti al momento del rilievo, a cui si aggiungono influenze di carattere meteorologico (variazioni in velocità e direzione del vento) e metaboliche (stato di stress negli animali mentre al momento del rilievo, incidenza della temperatura sulla digestione, orario e

frequenza nella distribuzione del mangime ecc.). Distinguere i diversi contributi è ad oggi estremamente complesso, poiché questi agiscono in maniera sinergica e non è semplice disaggregare i differenti apporti.

Sarebbe interessante ripetere i test con frequenza settimanale o mensile su uno stesso sito per un anno, al fine di cogliere variazioni apprezzabili sul tasso di emissione enterica e individuare una potenziale ciclicità stagionale del profilo emissivo utilizzando misurazioni UAV.

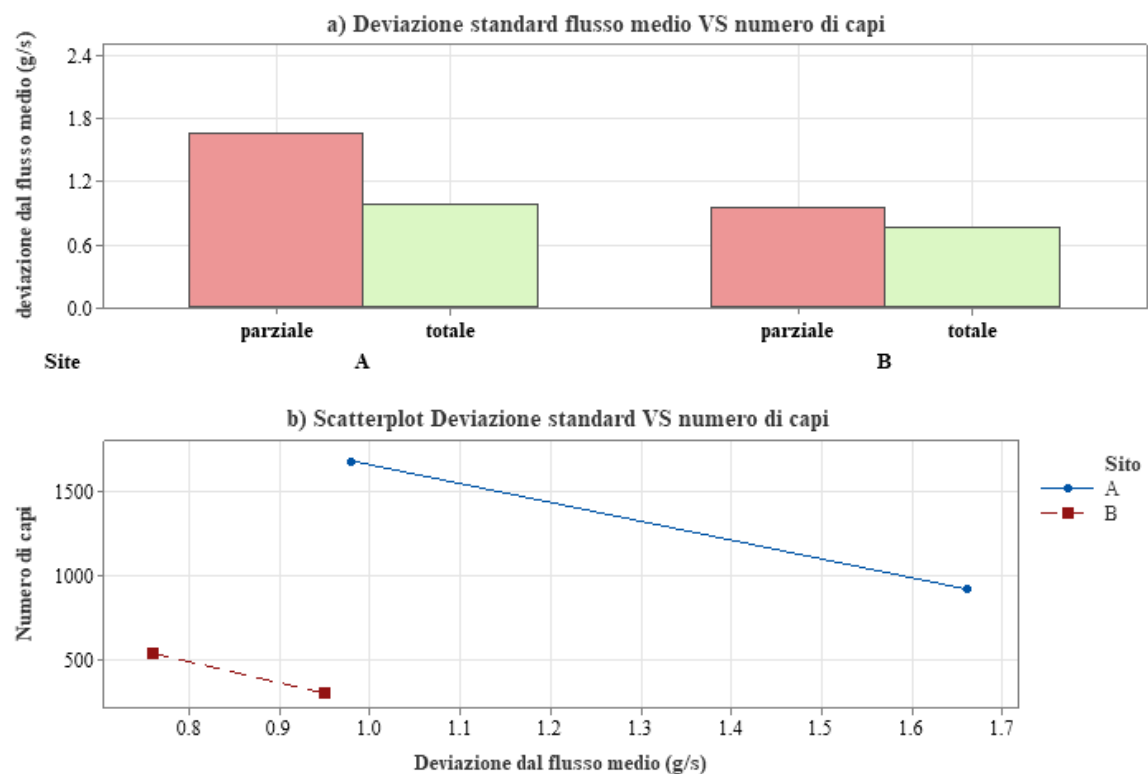


Figura 5.18 Deviazione dal flusso medio per scala del rilievo (a) e andamento espresso in funzione del numero di capi (b)

6 CONCLUSIONI E PROSPETTIVE FUTURE

Il presente lavoro ha cercato di affrontare in maniera innovativa la stima delle emissioni antropiche di CH_4 , proponendo una soluzione basata sull'utilizzo di una piattaforma UAV (comunemente detta drone) equipaggiata con apposita sensoristica.

In un contesto in cui il metano è riconosciuto come uno dei principali gas responsabili del riscaldamento globale, il monitoraggio delle emissioni di questo gas in atmosfera diventa un obiettivo prioritario per le politiche ambientali e per pratiche aziendali sostenibili.

In particolare, viene discusso un approccio metodologico che adotta un bilancio di massa per quantificare le emissioni di CH_4 a livello di sito, combinando i dati di vento acquisiti da una stazione meteorologica a terra con misure di concentrazione integrata effettuate a bordo del drone.

La metodologia proposta in questa tesi, che utilizza un sensore TDLAS (Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy) a percorso aperto equipaggiato su drone, rappresenta un significativo avanzamento rispetto alle tecniche di monitoraggio tradizionali sia in termini di risoluzione che temporale.

I risultati ottenuti sia da test a rilascio controllato che da rilievi condotti presso differenti tipologie di sito (una discarica per rifiuti solidi e tre allevamenti di bovini in Italia), hanno dimostrato l'efficacia della metodica proposta nel rilevare e quantificare i flussi emissivi in diversi contesti e condizioni ambientali.

I principali aspetti innovativi che contraddistinguono questo lavoro si possono riassumere nei seguenti cinque punti:

- è il primo approccio UAV basato su tecnologia TDLAS a percorso aperto montato su drone ad essere stato impiegato in condizioni reali di emissione;
- è il primo lavoro in cui viene presentato un bilancio di massa UAV-based che utilizza percorsi ottici orizzontali e non nadirali al suolo;
- è il primo lavoro in cui viene proposto un bilancio di massa non direttamente funzione delle misure di vento, eliminando l'incertezza tipica di questi approcci che si associa a fluttuazioni istantanee nella velocità del vettore vento;
- con riferimento alla stima del fondo ambientale di CH_4 in atmosfera, introduce alcune considerazioni che rigettano parzialmente l'utilizzo della semplice media o 25-esimo percentile, in favore di una visione più articolata del tema che dipende dal contesto e dalle condizioni meteo al momento del rilievo (confermate dai risultati qui presentati);

- rispetto ad altri metodi basati sul bilancio di massa (UAV e non), variazioni del vento in direzione hanno un minor impatto sull'incertezza totale, grazie ad alcuni aspetti di carattere operativo-metodologico che hanno consentito di ridurre l'incidenza di questi contributi sull'incertezza totale.

Nonostante i promettenti risultati conseguiti, è importante sottolineare alcune limitazioni che sono emerse durante lo sviluppo della metodica e delle sue varianti. In particolare, la quota di volo rappresenta il principale fattore limitante: dal momento che il sensore riesce a fornire misure affidabili solo entro 40-50 m AGL, è possibile quantificare flussi emissivi al suolo o tali che il pennacchio si possa considerare totalmente all'interno della finestra scansionata dal sensore.

La variante 1 al metodo proposto necessita di un elemento riflettente e ciò può costituire un serio limite, sia in termini di quota raggiungibile che di rapidità massima conseguibile con un singolo volo. Viene proposto l'utilizzo di due piattaforme UAV sincronizzate per ovviare al problema, ma sorgono alcune complessità di carattere autorizzativo che ad oggi limita fortemente l'aspetto operativo di questa soluzione.

La variante 2 può fornire risultati accurati e precisi solo in presenza di terreno orizzontale, a meno di non ricorrere alla ricostruzione di modelli digitali del terreno che migliorino la definizione dei volumi di controllo richiesti dal metodo.

Guardando al futuro, le prospettive per la metodologia sviluppata sono promettenti. La continua evoluzione delle tecnologie di rilevamento e l'innovazione nel campo dei droni possono ulteriormente potenziare la capacità di monitoraggio delle emissioni di metano attraverso la metodologia proposta.

In conclusione, il presente studio ha messo in luce l'importanza di metodi innovativi per la quantificazione delle emissioni di CH₄, evidenziando come l'uso di tecnologie avanzate possa condurre le pratiche di monitoraggio ambientale su un livello superiore.

Le prospettive future sono ricche di opportunità per migliorare ulteriormente le tecniche di rilevamento e per contribuire alla lotta contro il cambiamento climatico. La strada da percorrere è ancora lunga, ma i risultati ottenuti finora offrono certamente una solida base su cui costruire un futuro più sostenibile e responsabile. La speranza è che questo lavoro possa stimolare ulteriori ricerche e sviluppi sul tema, al fine di perfezionare e ottimizzare le tecniche esistenti e quelle emergenti per un monitoraggio delle emissioni di CH₄ sempre più preciso e accurato.

Bibliografia

Abichou, T.; Bel Hadj Ali, N.; Amankwah, S.; Green, R.; Howarth, E.S. Using Ground- and Drone-Based Surface Emission Monitoring (SEM) Data to Locate and Infer Landfill Methane Emissions. *Methane* 2023, 2, 440-451. <https://doi.org/10.3390/methane2040030>.

Abichou, T.; Clark, J.; Chanton, J.. 2011. Reporting central tendencies of chamber measured surface emission and oxidation, *Waste Management*, Volume 31, Issue 5, Pages 1002-1008, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.014>.

Abeywickrama, H. G. K., Bajón-Fernández, Y., Srinamasivayam, B., Turner, D., & Rivas Casado, M. (2023). Development of a UAV Based Framework for CH₄ Monitoring in Sludge Treatment Centres. *Remote Sensing*, Vol. 15(15), 3704. <https://doi.org/10.3390/rs15153704>.

Agrawal, A. (2024). Effect of As₄ beam equivalent pressure on the growth dynamics of InAs films grown at low temperature on graphene layers. *Materials Today Communications*, 110410. <https://doi.org/10.1016/j.mtcomm.2024.110410>.

Al-Bahi, IMA-QAAM., 2006. Micro aerial vehicles design challenges: state of the art review. Proceedings of the SAS UAV Scientific Meeting & Exhibition. https://www.kau.edu.sa/Files/135/Researches/1059_9-Micro%20Aerial%20Vehicles%20Design%20Challenges.pdf.

Alden, C. B., Ghosh, S., Coburn, S., Sweeney, C., Karion, A., Wright, R., Coddington, I., Rieker, G. B., & Prasad, K. (2018). Bootstrap inversion technique for atmospheric trace gas source detection and quantification using long open-path laser measurements. *Atmospheric Measurement Techniques*, Vol. 11(3), pp. 1565–1582. <https://doi.org/10.5194/amt-11-1565-2018>.

Ali N.B.H., Abichou T. and Green R., 2020. Comparing estimates of fugitive landfill methane emissions using inverse plume modeling obtained with Surface Emission Monitoring (SEM), Drone Emission Monitoring (DEM), and Downwind Plume Emission Monitoring (DWPEM). *Journal of the Air & Waste Management Association*, 70:4, 410-424, <https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1728423>.

Allen G., Hollingsworth P., Kabbabe K., Pitt J.R., Mead M.I., Illingworth S., Roberts G., Bourn M., Shallcross D.E., Percival C.J., 2019. The development and trial of an unmanned aerial system for the measurement of methane flux from landfill and greenhouse gas emission hotspots. *Waste Management*, Volume 87, 2019, Pages 883-892, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.024>.

Allen, G., Williams, P., Ricketts, H., Shah, A., Hollingsworth, P., Kabbabe, K., Helmore, J., Finlayson, A., Robinson, R., Rees-White, T., Beaven, R., Scheutz, C., Fredenslund, A., 2018. Validation of landfill methane measurements from an unmanned aerial system. Project SC 160006. Bristol, UK: Environment Agency. Available online:

https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/684501/Validation_of_landfill_methane_measurements_from_an_unmanned_aerial_system_report.pdf. (accessed on December 2023).

Allen, G., Gallagher, M., Hollingsworth, P., Illingworth, S., Kabbabe, K., Percival, C., 2014. Feasibility of aerial measurements of methane emissions from landfills. Technical report. Project SC130034/R. Bristol, UK: Environment Agency. Available online: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/331683/SC130034_Report.pdf. (accessed on December 2023).

Alvarado, M., Gonzalez, F., Erskine, P., Cliff, D., & Heuff, D. (2017). A Methodology to Monitor Airborne PM10 Dust Particles Using a Small Unmanned Aerial Vehicle. *Sensors*, 17(2), 343. <https://doi.org/10.3390/s17020343>.

Alvarez, R. A., Zavala-Araiza D., Lyon, D.R., Allen, D.T., Barkley, Z.R., Brandt, A.R., Davis, K.J., Scott C. Herndon, S.C., Jacob, D.J., Karion, A., Kort, E.A., Lamb, B.K., Lauvaux, T., Maasakkers J. D., Marchese, A.J., Omara, M., Pacala, S. W., Peischl, J., Robinson, A.L., Shepson, P.B., Sweeney, C., Townsend-Small, A., Wofsy, S.C., Hamburg, S.P., 2018. Assessment of methane emissions from the U.S. oil and gas supply chain. *Science*. eaar7204 (2018). https://www.researchgate.net/publication/325916333_Assessment_of_methane_emissions_from_the_US_oil_and_gas_supply_chain.

Amanatides, J.; Woo, A. A Fast Voxel Traversal Algorithm for Ray Tracing. In Proceedings of the Eurographics '87, 1987. Available online: https://www.cse.chalmers.se/edu/year/2012/course/_courses_2011/TDA361/grid.pdf (accessed on 18 December 2024).

Andersen, T., Zhao, Z., de Vries, M., Necki, J., Swolkien, J., Menoud, M., Röckmann, T., Roiger, A., Fix, A., Peters, W., and Chen, H., 2023. Local-to-regional methane emissions from the Upper Silesian Coal Basin (USCB) quantified using UAV-based atmospheric measurements, *Atmos. Chem. Phys.*, 23, 5191–5216, <https://doi.org/10.5194/acp-23-5191-2023>.

Andersen, T.; Vinkovic, K.; de Vries, M.; Kers, B.; Necki, J.; Swolkien, J.; Roiger, A.; Peters, W.; Chen, H. 2021. Quantifying methane emissions from coal mining ventilation shafts using an unmanned aerial vehicle (UAV)-based active AirCore system, *Atmospheric Environment: X*, Volume 12, 100135, ISSN 2590-1621, <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2021.100135>.

Andreussi P., inventor, Tea Sistemi S.p.A., assignee. Method for monitoring fugitive gas emissions from soil, via vertical concentration measurements. United States Patent US 8730461B2. 2014 May 20.

- Antanaitis, R., Džermeikaitė, K., Bespalovaitė, A., Ribelytė, I., Rutkauskas, A., Japertas, S. & Baumgartner, W., (2023). Assessment of Ruminating, Eating, and Locomotion Behavior during Heat Stress in Dairy Cattle by Using Advanced Technological Monitoring. *Animals*, 13 (18), 2023, 2825. <https://doi.org/10.3390/ani13182825>.
- Ansari pour, M., Dafsari, R. A., Yu, S.-H., Choi, Y., & Lee, J., 2023. Characteristics of a tip-vortex generated by a single rotor used in agricultural spraying drone. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 149, 110995. <https://doi.org/10.1016/j.expthermflusci.2023.110995>.
- Arslanov, D. D., Swinkels, K., Cristescu, S. M., & Harren, F. J. M. (2011). Real-time, subsecond, multicomponent breath analysis by Optical Parametric Oscillator based Off-Axis Integrated Cavity Output Spectroscopy. *Optics Express*, Vol. 19(24), 24078. <https://doi.org/10.1364/oe.19.024078>.
- Arjomandi, M., Agostino, S., Mammone, M., Nelson, M., & Zhou, T., 2006. Classification of unmanned aerial vehicles. Report for Mechanical Engineering class, University of Adelaide, Adelaide, Australia, 1-48. <https://www.academia.edu/download/29666442/group9.pdf>.
- Aurell, J., Mitchell, W., Chirayath, V., Jonsson, J., Tabor, D., & Gullett, B. 2017. Field determination of multipollutant, open area combustion source emission factors with a hexacopter unmanned aerial vehicle. *Atmospheric Environment*, 166, 433–440. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.07.046>
- Ayasse, A.K., Thorpe, A.K., Cusworth, D.H., Kort, E.A., Negron, A.G., Heckler, J., Asner, G., Duren, R.M., 2022. Methane remote sensing and emission quantification of offshore shallow water oil and gas platforms in the Gulf of Mexico. *Environ. Res. Lett.* 17. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac8566>.
- Babilotte, A., 2011. Field comparison of methods for assessment of methane fugitive emissions from landfills, Report prepared for the Environmental Research & Education Foundation. http://www.erefndn.org/publications/uploads/FugitiveEmissions_FinalReport.pdf (accessed August 2024).
- Baer, D. S., Paul, J. B., Gupta, M., & O'Keefe, A. (2002). Sensitive absorption measurements in the near-infrared region using off-axis integrated-cavity-output spectroscopy. *Applied Physics B: Lasers and Optics*, Vol. 75(2-3), pp.261–265. <https://doi.org/10.1007/s00340-002-0971-z>.
- Bailey, S. C. C., Sama, M. P, Canter, C. A., 2020. University of Kentucky measurements of wind, temperature, pressure and humidity in support of LAPSE-RATE using multisite fixed-wing and rotorcraft unmanned aerial systems. *Earth Syst. Sci. Data* Vol. 12, pp. 1759–1773, <http://doi.org/10.5194/essd-12-1759-2020>.
- Barchyn, TE, Hugenholtz, CH and Fox, TA. 2019. Plume detection modeling of a drone-based natural gas leak detection system. *Elem Sci Anth*, Vol. 7 (41). <https://doi.org/10.1525/elementa.379>.

Barchyn, T., Hugenholtz, C. H., Myshak, S., & Bauer, J. 2017. A UAV-based system for detecting natural gas leaks. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*. <https://doi.org/10.1139/juvs-2017-0018>

Baskaya, E., Hamandi, M., Bronz, M., & Franchi, A. 2021. A Novel Robust Hexarotor Capable of Static Hovering in Presence of Propeller Failure. *IEEE Robotics and Automation Letters*, 1. <https://doi.org/10.1109/lra.2021.3067182>

Baştürk, E.; Alver, A. 2019. Modeling azo dye removal by sono-fenton processes using response surface methodology and artificial neural network approaches. *Journal of Environmental Management*, Volume 248, 109300, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109300>.

Battaglini, R., Raco, B., & Scozzari, A. (2013). Effective monitoring of landfills: flux measurements and thermography enhance efficiency and reduce environmental impact. *Journal of Geophysics and Engineering*, 10(6). <https://doi.org/10.1088/1742-2132/10/6/064002>

Beauchemin, K.A., Ungerfeld, E.M., Abdalla, A.L., Alvarez, C., Arndt, C., Becquet, P., Benchaar, C., Berndt, A., Mauricio, R.M., McAllister, T.A., Oyhançabal, W., Salami, S.A., Shalloo, L., Sun, Y., Tricarico, J., Uwizeye, A., De Camillis, C., Bernoux, M., Robinson, T., Kebreab, E., 2022. Invited review: current enteric methane mitigation options. *Journal of Dairy Science* 105, 9297–9326. <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22091>.

Belmonte, N., Stauro, S., Fiorot, S., Luetto, C., Rizzi, P., & Baricco, M., 2018. Fuel cell powered octocopter for inspection of mobile cranes: Design, cost analysis and environmental impacts. *Applied Energy*, 215, 556–565. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.02.072>.

Benaouda, M., Martin, C., Li, X., Kebreab, E., Hristov, A. N., Yu, Z., Yáñez-Ruiz, D. R., Reynolds, C. K., Crompton, L. A., Dijkstra, J., Bannink, A., Schwarm, A., Kreuzer, M., McGee, M., Lund, P., Hellwing, A. L. F., Weisbjerg, M. R., Moate, P. J., Bayat, A. R., ... Eugène, M. 2019. Evaluation of the performance of existing mathematical models predicting enteric methane emissions from ruminants: Animal categories and dietary mitigation strategies. *Animal Feed Science and Technology*, 255, 114207. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2019.114207>

Bennetts, V. H., Schaffernicht, E., Stoyanov, T., Lilienthal, A. J., & Trincavelli, M. (2014, May). Robot assisted gas tomography—Localizing methane leaks in outdoor environments. In *2014 IEEE International Conference on Robotics and Automation (ICRA)* (pp. 6362-6367). IEEE.

Berezin, A. G., Malyugin, S. V., Nadezhdinskii, A. I., Namestnikov, D. Y., Ponurovskii, Y. Y., Rudov, S. G., Stavrovskii, D. B., Shapovalov, Y. P., Vyazov, I. E., & Zaslavskii, V. Y. (2007). Remote helicopter-borne detector for searching of methane leaks. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, Vol. 66 (4-5), pp. 803–806. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2006.10.053>.

- Blackmore, D. C., Hickey, J.-P., Wigle, A., Osadetz, K. e Daun, K. J., (2024). A Bayesian technique for quantifying methane emissions using vehicle-mounted sensors with a Gaussian plume model. *Atmospheric Environment*, 121002. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.121002>.
- Börjesson, G., Danielsson, Å. e Svensson, B. H., 2000. Methane Fluxes from a Swedish Landfill Determined by Geostatistical Treatment of Static Chamber Measurements. *Environmental Science & Technology*, Vol. 34 No 18, pp. 4044–4050. <https://doi.org/10.1021/es991350s>.
- Börjesson, G., Svensson, B.H., 1997. Seasonal and diurnal methane emissions from a landfill and their regulation by methane oxidation. *Waste Management. Res.* 15 (1), 33-54. <https://doi.org/10.1006/wmre.1996.0063>.
- Brandt, A.R., Heath, G.A., Coole, D. 2016. Methane Leaks from Natural Gas Systems Follow Extreme Distributions. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04303>.
- Brady, J. M., Stokes, M. D., Bonnardel, J., & Bertram, T. H., 2016. Characterization of a Quadrotor Unmanned Aircraft System for Aerosol-Particle-Concentration Measurements. *Environmental Science & Technology*, 50(3), 1376–1383. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05320>
- Brandt, A. R. Heath, G.A., Kort, E.A. O’Sullivan, F., Pétron, G., Jordaan, S.M., Tans, P., Wilcox, J., Gopstein, A.M., Arent, D., Wofsy, S., Brown, N.J., Bradley, R., Stucky, G.D., Eardley, D., Harriss, R., 2014. Methane leaks from North American natural gas systems. *Science* 343, 733–735. <https://www.researchgate.net/publication/260211785>.
- Brilli, L., Toscano, P., Carotenuto, F., Di Lonardo, S., Di Tommasi, P., Magliulo, V., Manco, A., Vitale, L., Zaldei, A., Gioli, B., 2024. Long-term investigation of methane and carbon dioxide emissions in two Italian landfills. *Heliyon* 10 (8). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29356>.
- Brinkman, J. L., Davis, B., & Johnson, C. E. (2020). Post-movement stabilization time for the downwash region of a 6-rotor UAV for remote gas monitoring. *Heliyon*, 6(9), Articolo e04994. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04994>.
- Brooke-Holland, L. (2012). Unmanned Aerial Vehicles (drones): an introduction. House of Commons Library: London, UK. Pages 1-21. [http://refhub.elsevier.com/S2666-5468\(22\)00028-3/sbref0029](http://refhub.elsevier.com/S2666-5468(22)00028-3/sbref0029).
- Brown, J. A., Harrison, M. R., Rufael, T., Roman-White, S. A., Ross, G. B., George, F. C., & Zimmerle, D. (2023). Informing Methane Emissions Inventories Using Facility Aerial Measurements at Midstream Natural Gas Facilities. *Environmental Science & Technology*. Vol. 57, Issue 39. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c01321>.

Bruns, M.A., 2024. Ruminant Methanogens as a Climate Change Target. American Society for Microbiology, USA Available from: [Ruminant Methanogens as a Climate Change Target \(asm.org\)](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141172)

Burgués J., Marco S., (2023). Environmental chemical sensing using small drones: A review. *Science of The Total Environment*, Volume 748, 141172, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141172>.

Cai, Q.Q.; Lee, B.C.Y.; Ong, S.L.; Hu, J.Y. 2021. Application of a Multiobjective Artificial Neural Network (ANN) in Industrial Reverse Osmosis Concentrate Treatment with a Fluidized Bed Fenton Process: Performance Prediction and Process Optimization. *ACS ES&T Water* 2021 1 (4), pages 847-858. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00192>.

Cambaliza, M. O. L., Bogner, J. E., Green, R. B., Shepson, P. B., Harvey, T. A., Spokas, K. A., Stirm, B. H., & Corcoran, M. (2017). Field measurements and modeling to resolve m^2 to km^2 CH_4 emissions for a complex urban source: An Indiana landfill study. *Elem Sci Anth*, Vol. 5, (36). <https://doi.org/10.1525/elementa.145>.

Casasanta, G.; F. Falcini F.; Garra R. et al., Beer–Lambert law in photochemistry: a new approach, *J. Photochem. Photobiol. Chem. I* (432) (2022) 114086, <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2022.114086>.

Caulton, D. R., Li, Q., Bou-Zeid, E., Fitts, J. P., Golston, L. M., Pan, D., Lu, J., Lane, H. M., Buchholz, B., Guo, X., McSpirt, J., Wendt, L., & Zondlo, M. A. (2018). Quantifying uncertainties from mobile-laboratory-derived emissions of well pads using inverse Gaussian methods. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 18(20), pp. 15145–15168. <https://doi.org/10.5194/acp-18-15145-2018>.

Chai, K., Hu, B., Fu, Z., Li, Y., Ren, K., Han, D., Zhu, L., Liang, L. e Zheng, Y., (2025). Tunable diode laser absorption spectroscopy for gas detection with a negative curvature anti-resonant hollow-core fiber. *Optics Communications*, Vol. 575, 131278. <https://doi.org/10.1016/j.optcom.2024.131278>.

Chan E., Worthy D.E.J., Chan D., Ishizawa M., Moran M.D., Delcloo A., Vogel F., 2020. Eight-year estimates of methane emissions from oil and gas operations in western Canada are nearly twice those reported in inventories. *Environ. Sci. Technol.*, 54, pp. 14899-14909. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04117>.

Chang, C.-C., Wang, J.-L., Chang, C.-Y., Liang, M.-C., & Lin, M.-R. (2016). Development of a multicopter-carried whole air sampling apparatus and its applications in environmental studies. *Chemosphere*, Vol. 144, pp. 484–492. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.028>.

Coddington, I., Newbury, N., & Swann, W. (2016). Dual-comb spectroscopy. *Optica*, Vol. 3(4), 414. <https://doi.org/10.1364/optica.3.000414>

Comer, B., Beecken, J., Vermeulen, R., Sturup, E., Paschinger, P., Osipova, L., Gore, K., Delahaye, A., Verhagen, V., Knudsen, B., Knudsen, J., Verbeek, R., 2024. Fugitive and Unburned Methane Emissions from Ships (FUMES). International Council on Clean Transportation (ICCT). ICCT Report 2024. <https://theicct.org/wp-content/uploads/2023/11/ID-64-%E2%80%93FUMES-ships-Report-A4-60037-FV.pdf>.

Conen, F. e Smith, K. A., 2000. An explanation of linear increases in gas concentration under closed chambers used to measure gas exchange between soil and the atmosphere. *European Journal of Soil Science*. Vol. 51 (1), pp. 111–117. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00292.x>.

Corbett, A., & Smith, B. (2022). A Study of a Miniature TDLAS System Onboard Two Unmanned Aircraft to Independently Quantify Methane Emissions from Oil and Gas Production Assets and Other Industrial Emitters. *Atmosphere*, 13(5), 804. <https://doi.org/10.3390/atmos13050804>.

Cossel, K. C., Waxman, E. M., Hoenig, E., Hesselius, D., Chaote, C., Coddington, I., & Newbury, N. R. (2023). Ground-to-UAV, laser-based emissions quantification of methane and acetylene at long standoff distances. *Atmospheric Measurement Techniques*, Vol. 16(22), pp. 5697–5707. <https://doi.org/10.5194/amt-16-5697-2023>.

Cossu, R., Andreottola, G., Muntoni, A., 1996. Modelling landfill gas production. In: Christenses, T.H.R., Cossu, Stegmann, R. (Eds), *Landfilling of Waste: Biogas*, E & FN Spon, London, ISBN 0 419 19400 2, pp. 237–268.

Cui, R., Dong, L., Wu, H., Li, S., Zhang, L., Ma, W., Yin, W., Xiao, L., Jia, S., & Tittel, F. K. (2018). Highly sensitive and selective CO sensor using a 233 μm diode laser and wavelength modulation spectroscopy. *Optics Express*, Vol.26 (19), 24318. <https://doi.org/10.1364/oe.26.024318>.

Cusworth, D.H., Bloom, A.A., Ma, S. et al., (2021). A Bayesian framework for deriving sector-based methane emissions from top-down fluxes. *Commun Earth Environ* 2, 242 (2021). <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00312-6>.

Dalamagkidis, K., (2015). Classification of uavs. *Handbook of unmanned aerial vehicles*, 83-91. [http://refhub.elsevier.com/S2666-5468\(22\)00028-3/sbref0030](http://refhub.elsevier.com/S2666-5468(22)00028-3/sbref0030).

Darynova, Z., Blanco, B., Juery, C., Donnat, L., & Duclaux, O. (2023). Data assimilation method for quantifying controlled methane releases using a drone and ground-sensors. *Atmospheric Environment: X*, 100210. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2023.100210>.

De Becker, K., Michiels, K., Knoors, S., & Waldherr, S. (2021). Observer and controller design for a methane bioconversion process. *European Journal of Control*, Vol.57, pp. 14–32. <https://doi.org/10.1016/j.ejcon.2020.12.001>.

de la Fuente, M. d. M., Narros, A., Sánchez, C., & Rodríguez, E. (2024). Quantification of methane oxidation measuring isotopic signal in ^{13}C on Spanish landfills. *Atmospheric Pollution Research*, Vol.15(9), 102198. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2024.102198>.

Delgado, M., L'opez, A., Esteban, A.L., Lobo, A., 2022. Some findings on the spatial and temporal distribution of methane emissions in landfills. *J. Clean. Prod.* 362, 132334 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132334>.

De Meis, G. 2018. Manuale sull'impiego dei droni (Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto). Phasar Edizioni. ISBN: 978-88-6358-416-5.

Desjardins R.L., Worth D.E., Pattey E., VanderZaag A., Srinivasan R., Mauder M., Worthy D., Sweeney C., Metzger S., 2018. The challenge of reconciling bottom-up agricultural methane emissions inventories with top-down measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, Volume 248, Pages 48-59, ISSN 0168-1923, <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.09.003>.

Desjardins, R. L., Denmead, O. T., Harper, L., McBain, M., Massé, D., & Kaharabata, S. (2004). Evaluation of a micrometeorological mass balance method employing an open-path laser for measuring methane emissions. *Atmospheric Environment*, Vol. 38(39), pp. 6855–6866. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.09.008>.

Di Bella G., Di Trapani D., Viviani G., 2011. Evaluation of methane emissions from Palermo municipal landfill: Comparison between field measurements and models. *Waste Management*, Volume 31, Issue 8. Pages 1820-1826, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.013>.

Dinh T.V., Choi I.Y., Son Y.S., Kim J.C., (2016). A review on non-dispersive infrared gas sensors: Improvement of sensor detection limit and interference correction, *Sensors and Actuators B: Chemical*, Volume 231, Pages 529-538, ISSN 0925-4005, <https://doi.org/10.1016/j.snb.2016.03.040>.

Dyroff, C. (2011). Optimum signal-to-noise ratio in off-axis integrated cavity output spectroscopy. *Optics Letters*, Vol. 36 (7), page 1110. <https://doi.org/10.1364/ol.36.001110>.

Dong, W., Sugai, Y., Wang, Y., Zhang, H., Zhang, X., & Sasaki, K. (2024). Experimental Study on Enhanced Methane Detection Using an MEMS-Pyroelectric Sensor Integrated with a Wavelet Algorithm. *ACS Omega*. <https://doi.org/10.1021/acsomega.3c09769>.

Dubey L., Cooper J., Staffell I., Hawkes A., Balcombe P., 2023. Comparing satellite methane measurements to inventory estimates: A Canadian case study. *Atmospheric Environment: X*, Volume 17, 100198, ISSN 2590-1621, <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2022.100198>.

Emran, B., Tannant, D., Najjaran, H., 2017. Low-altitude aerial methane concentration mapping. *Remote Sens.* Vol. 9, 823; <https://doi.org/10.3390/rs9080823>.

ENAC, Regolamento edizione 3 del 11 novembre 2019. Emendamento 1 del 14.07.2020 concernente mezzi aerei a pilotaggio remoto. https://www.enac.gov.it/sites/default/files/allegati/2018-Lug/Regolamento_APR_Ed2_Em4_180704.pdf.

ENAC, Circolare Esplicativa del 07.07.2016. Calcolo area di buffer e dimensionamento del cavo di vincolo. Operazioni specializzate critiche (Art 10.5). <https://www.enac.gov.it/sicurezza-aerea/droni/normativa-droni/calcolo-area-di-buffer-dimensionamento-del-cavo-di-vincolo-0>.

Ericksen, J., Fricke, G. M., Nowicki, S., Fischer, T. P., Hayes, J. C., Rosenberger, K., Moses, M. E. (2022). Aerial Survey Robotics in Extreme Environments: Mapping volcanic CO₂ emissions with flocking UAVs. *Frontiers in Control Engineering*, 3. <https://doi.org/10.3389/fcteg.2022.836720>.

Fengbo, Y., Xinyu, X., Ling, Z., & Zhu, S. (2017). Numerical simulation and experimental verification on downwash air flow of six-rotor agricultural unmanned aerial vehicle in hover. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 10(4), 41–53. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20171004.3077>.

Fischer J.C., Cooley D., Chamberlain S., Gaylord A., Griebenow C.J., Hamburg S.P., Salo J., Schumacher R., Theobald D., Ham J., 2017. Rapid, Vehicle-Based Identification of Location and Magnitude of Urban Natural Gas Pipeline Leaks. *Environmental Science & Technology* 51 (7), 4091-4099 <http://doi.org/10.1021/acs.est.6b06095>.

Folino A., Gentili E., Komilis D., Calabrò P.S., 2024. Biogas recovery from a state-of-the-art Italian landfill. *Journal of Environmental Management*, Volume 367, 122040, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122040>.

Fosco, D., De Molfetta, M., Renzulli, P., & Notarnicola, B., 2024. Progress in monitoring methane emissions from landfills using drones: an overview of the last ten years. *Science of The Total Environment*, 945, 173981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173981>

Forbrich, I., Kutzbach, L., Hormann, A. e Wilmking, M., 2010. A comparison of linear and exponential regression for estimating diffusive CH₄ fluxes by closed chambers in peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 42(3), pp. 507–515. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.12.004>.

Gålfalk, M., Nilsson Pålédal, S., & Bastviken, D. (2021). Sensitive Drone Mapping of Methane Emissions without the Need for Supplementary Ground-Based Measurements. *ACS Earth and Space Chemistry*. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.1c00106>.

Gao, Z.-l., Ye, W.-l., Zheng, C.-t., & Wang, Y.-d. (2014). Wavelet-denoising technique in near-infrared methane detection based on tunable diode laser absorption spectroscopy. *Optoelectronics Letters*, Vol. 10(4), pp. 299–303. <https://doi.org/10.1007/s11801-014-4057-z>.

Gao, Z., Desjardins, R. L., van Haarlem, R. P., & Flesch, T. K. (2008). Estimating Gas Emissions from Multiple Sources Using a Backward Lagrangian Stochastic Model. *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol. 58(11), pp.1415–1421. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.58.11.1415>.

Gasbarra D., Toscano P., Famulari D., Finardi S., Di Tommasi P., Zaldei A., Carlucci P., Magliulo E., Gioli B., 2019. Locating and quantifying multiple landfills methane emissions using aircraft data. *Environmental Pollution*, Volume 254, Part B, 112987, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.112987>.

Gazola B., Mariano E., Mota Neto L.V., Rosolem C.A., 2024. Greenhouse gas and ammonia emissions from a maize-soybean rotation under no-till as affected by intercropping with forage grass and nitrogen fertilization. *Agricultural and Forest Meteorology*, Volume 345, 109855, ISSN 0168-1923, <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109855>.

Gaudio D., 2022. Le emissioni di metano in Italia - Stime di emissione e priorità di intervento per la loro riduzione – giugno 2022. <https://www.wwf.it/cosa-facciamo/pubblicazioni/le-emissioni-di-metano-initalia/>

Gioannis, G.D., Muntoni, A., Cappai, G., Milia, S., 2009. Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. *Waste Manag.* 29, 1026-1034. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.016>.

Giorgetta, F. R., Rieker, G. B., Baumann, E., Swann, W. C., Sinclair, L. C., Kofler, J., Coddington, I., & Newbury, N. R. (2015). Broadband Phase Spectroscopy over Turbulent Air Paths. *Physical Review Letters*, Vol. 115 (10). <https://doi.org/10.1103/physrevlett.115.103901>.

Golston, L.M.; Aubut, N.F.; Frish, M.B.; Yang, S.; Talbot, R.W.; Gretencord, C.; McSpirtt, J.; Zondlo, M.A., 2018. Natural Gas Fugitive Leak Detection Using an Unmanned Aerial Vehicle: Localization and Quantification of Emission. Rate. *Atmosphere* 9, 333. <https://doi.org/10.3390/atmos9090333>.

Gong, W., Hu, J., Wang, Z., Wei, Y., Li, Y., Zhang, T., Zhang, Q., Liu, T., Ning, Y., Zhang, W. e Grattan, K. T. V., (2022). Recent advances in laser gas sensors for applications to safety monitoring in intelligent coal mines. *Frontiers in Physics* Vol. 10. <https://doi.org/10.3389/fphy.2022.1058475>.

Gonzalez-Valencia, R., Magana-Rodriguez, F., Cristóbal, J., Thalasso, F., 2016. Hotspot detection and spatial distribution of methane emissions from landfills by a surface probe method. *Waste Management, SI: Sanitary Landfilling* 55, 299–305. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.004>.

Graf, M., Scheidegger, P., Kupferschmid, A., Looser, H., Peter, T., Dirksen, R., Emmenegger, L., and Tuzson, B. (2021). Compact and lightweight mid-infrared laser spectrometer for balloon-borne water vapor measurements in the UTLS, *Atmos. Meas. Tech.*, Vol. 14, pp. 1365–1378, <https://doi.org/10.5194/amt-14-1365-2021>.

Gu, Q., R. Michanowicz, D., & Jia, C. (2018). Developing a Modular Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Platform for Air Pollution Profiling. *Sensors*, 18(12), 4363. <https://doi.org/10.3390/s18124363>
Guo, Q., Zhu, Y., Tang, Y., Hou, C., He, Y., Zhuang, J., Zheng, Y., & Luo, S. (2020). CFD simulation and experimental verification of the spatial and temporal distributions of the downwash airflow of a quad-rotor agricultural UAV in hover. *Computers and Electronics in Agriculture*, 172, 105343. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105343>.

Gupta, Suraj G. and Ghonge, Mangesh and Ghonge, Mangesh and Jawandhiya, Pradip M., 2013. Review of Unmanned Aircraft System (UAS). *International Journal of Advanced Research in Computer Engineering & Technology (IJARCET)* Volume 2, Issue 4, April 2013, <https://ssrn.com/abstract=3451039>.

Hamzah, N. H., Yaacob, S., Muthusamy, H., Hamzah, N., Vil Cherd, T., & Hasan, M. Z. (2015). Nonlinear observer via extended Kalman filter algorithm for euler angles estimation without altitude sensor measurements. *Journal Teknologi*, Vol. 77(28). <https://doi.org/10.11113/jt.v77.6785>.

Harper, L. A., Denmead, O. T., Freney, J. R., & Byers, F. M. (1999). Direct measurements of methane emissions from grazing and feedlot cattle. *Journal of Animal Science*, Vol. 77(6), 1392. <https://doi.org/10.2527/1999.7761392x>.

Harris, S. J., Liisberg, J., Xia, L., Wei, J., Zeyer, K., Yu, L., Barthel, M., Wolf, B., Kelly, B. F. J., Cendón, D. I., Blunier, T., Six, J. e Mohn, J., (2020). N₂O isotopocule measurements using laser spectroscopy: analyzer characterization and intercomparison. *Atmospheric Measurement Techniques* Vol 13 (5), 2797–2831. <https://doi.org/10.5194/amt-13-2797-2020>.

Hartl, A., Song, B., & Pundt, I. (2006). 2-d reconstruction of atmospheric concentration peaks from horizontal long path DOAS tomographic measurements: Parametrisation and geometry within a discrete approach. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 6 (3), pp. 847–861. <https://doi.org/10.5194/acp-6-847-2006>.

He, H., Gao, S., Hu, J., Zhang, T., Wu, T., Qiu, Z., Zhang, C., Sun, Y., & He, S. (2021). In-Situ Testing of Methane Emissions from Landfills Using Laser Absorption Spectroscopy. *Applied Sciences*, Vol. 11 (5), 2117. <https://doi.org/10.3390/app11052117>.

He, Q., Zheng, C., Zheng, K., & Tittel, F. K. (2021). Off-axis integrated cavity output spectroscopy for real-time methane measurements with an integrated wavelength-tunable light source. *Infrared Physics & Technology*, Vol.115, 103705. <https://doi.org/10.1016/j.infrared.2021.103705>.

Heath, G., Warner, E., Steinberg, D., Brandt, A. R., 2015. Estimating U. S. Methane Emissions from the Natural Gas Supply Chain: Approaches, Uncertainties, Current Estimates, and Future Studies. p 1226158. <https://www.nrel.gov/docs/fy16osti/62820.pdf>.

Heimbürger, AMF, et al 2017. Assessing the optimized precision of the aircraft mass balance method for measurement of urban greenhouse gas emission rates through averaging. *Elem Sci Anth*, 5: 26, <https://doi.org/10.1525/elementa.134>.

Hollenbeck, D., Zulevic, D., & Chen, Y. (2021). Advanced Leak Detection and Quantification of Methane Emissions Using sUAS. *Drones*, Vol. 5 (4), 117. <https://doi.org/10.3390/drones5040117>.

Högström, U. (1988). Non-dimensional wind and temperature profiles in the atmospheric surface layer: A re-evaluation. *Boundary-Layer Meteorology*, Vol.42(1-2), pp. 55–78. <https://doi.org/10.1007/bf00119875>.

ICAO Cir 328, Unmanned Aircraft Systems (UAS) Order Number: CIR328 ISBN 978-92-9231-751-5. https://www.icao.int/Meetings/UAS/Documents/Circular%20328_en.pdf.

IEA (2023), *World Energy Outlook 2023*, IEA, Paris, Licence: CC BY 4.0 (report); CC BY NC SA 4.0 (Annex A). <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2023>

Stuart J.C. Irvine, S.J.C., (2024). Film growth and epitaxy methods. Tapash Chakraborty, *Encyclopedia of Condensed Matter Physics* (Second Edition), Academic Press, Pages 248-260, ISBN 9780323914086, <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90800-9.00210-9>.

Ishigaki, T., Yamada, M., Nagamori, M., Ono, Y. e Inoue, Y., 2005. Estimation of methane emission from whole waste landfill site using correlation between flux and ground temperature. *Environmental Geology*. Vol. 48(7), pp. 845–853. <https://doi.org/10.1007/s00254-005-0008-0>.

Islam, M., Kim, S.-H., Son, A.-R., Ramos, S. C., Jeong, C.-D., Yu, Z., Kang, S. H., Cho, Y.-I., Lee, S.-S., Cho, K.-K. e Lee, S.-S., (2021). Seasonal Influence on Rumen Microbiota, Rumen Fermentation, and Enteric Methane Emissions of Holstein and Jersey Steers under the Same Total Mixed Ration. *Animals*, 11(4),2021, 1184. <https://doi.org/10.3390/ani11041184>.

ISPRA, 2024. Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2022. National Inventory Report 2024. Rapporto 398/2024. <https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/italian-greenhouse-gas-inventory-1990-2021-national-inventory-report-2023>.

IPCC, 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Johnson D. and Heltzel R., “Methane emissions measurements of natural gas components using a utility terrain vehicle and portable methane quantification system”. *Atmospheric Environment*, Volume 144, 2016, Pages 1-7, ISSN 1352-2310, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.08.065>.

Izumoto, S., Hamamoto, S., Kawamoto, K. *et al.* Monitoring of methane emission from a landfill site in daily and hourly time scales using an automated gas sampling system. *Environ Sci Pollut Res* **25**, 24500–24506 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2671-1>.

Jensen, J.E.F. and Pipatti, R. (2006) CH₄ Emissions from Solid WASTE Disposal. IPCC/OECD/IEA, Geneva, Switzerland. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/5_1_CH4_Solid_Waste.pdf.

Jentsch, W., Schweigel, M., Weissbach, F., Scholze, H., Pitroff, W., & Derno, M. (2007). Methane production in cattle calculated by the nutrient composition of the diet. *Archives of Animal Nutrition*, 61(1), 10–19. <https://doi.org/10.1080/17450390601106580>

Ji, J., Huang, Y., Pi, M., Zhao, H., Peng, Z., Li, C., Wang, Q., Zhang, Y., Wang, Y., & Zheng, C. (2022). Performance improvement of on-chip mid-infrared waveguide methane sensor using wavelet denoising and Savitzky-Golay filtering. *Infrared Physics & Technology*, Vol.127, 104469. <https://doi.org/10.1016/j.infrared.2022.104469>.

Jiang, C., Sun, M., Wang, Z., Chen, Z., Zhao, X., Yuan, Y., Li, Y., & Wang, C. (2016). A Portable Real-Time Ringdown Breath Acetone Analyzer: Toward Potential Diabetic Screening and Management. *Sensors*, Vol. 16(8), 1199. <https://doi.org/10.3390/s16081199>.

Jirauschek, C., & Kubis, T. (2014). Modeling techniques for quantum cascade lasers. *Applied Physics Reviews*, Vol. 1 (1), 011307. <https://doi.org/10.1063/1.4863665>.

Johnson M.R., Tyner D.R., Szekeres A.J., 2021. Blinded evaluation of airborne methane source detection using Bridger Photonics LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, Volume 259, 2021,112418, ISSN 0034-4257, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112418>

Kan, L., Miao, K., Liang, H., Nie, R., & Ye, Y. (2024). Real-time detection of methane concentration based on TDLAS technology and 1D-WACNN. *Optoelectronics Letters*, Vol.20 (11), pp. 663–670. <https://doi.org/10.1007/s11801-024-3237-8>.

Kim, Y. M., Park, M. H., Jeong, S., Lee, K. H., & Kim, J. Y. (2021). Evaluation of error inducing factors in unmanned aerial vehicle mounted detector to measure fugitive methane from solid waste landfill. *Waste Management*, 124, 368–376. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.023>.

Kissas, K., Ibrom, A., Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2022). Methane emission dynamics from a Danish landfill: The effect of changes in barometric pressure. *Waste Management*, Vol. 138, pp. 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.043>.

Kistner, L., Schmoll, R., & Kroll, A. (2024). An airborne measurement system to detect, locate, and quantify methane emissions with attitude-based wind speed estimation. *Journal of Sensors and Sensor Systems*, Vol. 13(2), pp. 211–218. <https://doi.org/10.5194/jsss-13-211-2024>.

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

Knox, S. H., and Coauthors, 2019. FLUXNET-CH₄ Synthesis Activity: Objectives, Observations, and Future Directions. Bull. Amer. Meteor. Soc., 100, 2607–2632, <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-18-0268.1>.

Knudsen J., De Rossi L., 2022. Mapping and quantification of GHGs from diffuse emission sources using drone technology and vertical measuring walls. MUDP Report, April 2022. ISBN: 978-87-7038-413-1. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2022/04/978-87-7038-413-1.pdf>.

Konert A., Dunin T., 2020. A Harmonized European Drone Market? – New EU Rules on Unmanned Aircraft Systems. *Advances in Science, Technology and Engineering Systems Journal*, vol. 5, no. 3, pp. 93-99 <https://doi.org/10.25046/aj050312>.

Korbeń, P., Jagoda, P., Maazallahi, H., Kammerer, J., Nęcki, J. M., Wietzel, J. B., Bartyzel, J., Radovici, A., Zavala-Araiza, D., Röckmann, T., & Schmidt, M. (2022). Quantification of methane emission rate from oil and gas wells in Romania using ground-based measurement techniques. *Elementa: Science of the Anthropocene*, Vol.10 (1). <https://doi.org/10.1525/elementa.2022.00070>.

Kriipsalu, M., Somani, M., Pehme, K., Tamm, O., Truu, J., Truu, M., Orupold, K., 2023. Performance of biocover in controlling methane emissions from landfill: a decade of full-scale investigation. *Process Saf. Environ. Protect.* 172, 486–495. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.02.048>.

Kroo, I., F. Prinz, M. Shantz, P. Kunz, G. Fay, S. Cheng, T. Fabian, and C. Partridge, 2001. The mesicopter: A miniature rotorcraft concept Phase II final report. (2001): 138. https://www.niac.usra.edu/files/studies/final_report/377Kroo.pdf.

Kunkel W.M., Carre-Burritt A.E., Aivazian G.S., Snow N.C., Harris J.T., Mueller T.S., Roos P.A., and Thorpe M.J., 2023. Extension of Methane Emission Rate Distribution for Permian Basin Oil and Gas Production Infrastructure by Aerial LiDAR. *Environmental Science & Technology* 57 (33), 12234-12241 <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00229>.

Lan, X., Nisbet, E. G., Dlugokencky, E. J., & Michel, S. E. (2021a). What do we know about the global methane budget? Results from four decades of atmospheric CH₄ observations and the way forward. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, Vol. 379 (2210), 20200440. <https://doi.org/10.1098/rsta.2020.0440>.

Lando, A. T., Nakayama, H., & Shimaoka, T. (2017). Application of portable gas detector in point and scanning method to estimate spatial distribution of methane emission in landfill. *Waste Management*, Vol. 59, pp.255–266. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.033>.

Latif, M. A., 2018. An Agricultural Perspective on Flying Sensors: State of the Art, Challenges, and Future Directions. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Magazine*, 6(4), 10 – 22. <https://doi.org/10.1109/mgrs.2018.2865815>

Laubach, J., Bai, M., Pinares-Patiño, C. S., Phillips, F. A., Naylor, T. A., Molano, G., Cárdenas Rocha, E. A., & Griffith, D. W. T. (2013). Accuracy of micrometeorological techniques for detecting a change in methane emissions from a herd of cattle. *Agricultural and Forest Meteorology*, Vol. 176, pp. 50–63. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.03.006>.

Lavoie T.N., Shepson P.B., Cambaliza M.O.L., Stirn B.H., Karion A., Sweeney C., Yacovitch T.I., Herndon S.C., Lan X., and Lyon D., 2015. Aircraft-Based Measurements of Point Source Methane Emissions in the Barnett Shale Basin. *Environmental Science & Technology* 49 (13), 7904-7913 <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00410>.

Leoni, C., Hovorka, J., Dočekalová, V., Cajthaml, T., & Marvanová, S., 2016. Source Impact Determination using Airborne and Ground Measurements of Industrial Plumes. *Environmental Science & Technology*, 50(18), 9881–9888. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02304>

Levy, P. E., Burden, A., Cooper, M. D. A., Dinsmore, K. J., Drewer, J., Evans, C., Fowler, D., Gaiawyn, J., Gray, A., Jones, S. K., Jones, T., McNamara, N. P., Mills, R., Ostle, N., Sheppard, L. J., Skiba, U., Sowerby, A., Ward, S. E. & Zielinski, P., (2012). Methane emissions from soils: synthesis and analysis of a large UK data set. *Global Change Biology*, Vol. 18 No. 5, pp. 1657–1669. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02616.x>

Li, C., Dong, L., Zheng, C., & Tittel, F. K. (2016). Compact TDLAS based optical sensor for ppb-level ethane detection by use of a 3.34 μm room-temperature CW interband cascade laser. *Sensors and Actuators B: Chemical*, Vol. 232, pp. 188–194. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2016.03.141>

Liu, K., Wang, L., Tan, T., Wang, G., Zhang, W., Chen, W. e Gao, X., (2015). Highly sensitive detection of methane by near-infrared laser absorption spectroscopy using a compact dense-pattern multipass cell. *Sensors and Actuators B: Chemical*, Vol. 220, pp. 1000–1005. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2015.05.136>.

Liu, Y., Shang, Q., Chen, L., Wang, E., Huang, X., Pang, X., Lu, Y., Zhou, L., Zhou, J., Wang, Z., & Lyu, Y. (2023a). Application of Portable CH₄ Detector Based on TDLAS Technology in Natural Gas Purification Plant. *Atmosphere*, Vol. 14(12), pp. 1709. <https://doi.org/10.3390/atmos14121709>.

Liu Y., Paris J.D., Vrekoussis M., Qu  h   P.Y, Desservettaz M., Kushta J., Dubart F., Demetriou D., Bousquet P., Sciare J., (2023b). Reconciling a national methane emission inventory with in-situ measurements. *Science of The Total Environment*, Volume 901, 165896, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165896>.

Liu, G., Jiang, Z., & Wang, Q. (2020). Analysis of Gas Leakage Early Warning System Based on Kalman Filter and Optimized BP Neural Network. *IEEE Access*, Vol. 8, pp. 175180–175193. <https://doi.org/10.1109/access.2020.3026096>.

Liu, X., Qiao, S., & Ma, Y. (2022). Highly sensitive methane detection based on light-induced thermoelastic spectroscopy with a 2.33 μm diode laser and adaptive Savitzky-Golay filtering. *Optics Express*, 30(2), 1304. <https://doi.org/10.1364/oe.446294>.

Liu, X. e Ma, Y., (2022). Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy Based Temperature Measurement with a Single Diode Laser Near 1.4 μm . *Sensors* Vol. 22 (16), 6095. <https://doi.org/10.3390/s22166095>.

Liu, Y., Paris, J.-D., Broquet, G., Besc  s Roy, V., Meixus Fernandez, T., Andersen, R., Russu Berlanga, A., Christensen, E., Courtois, Y., Dominok, S., Dussenne, C., Eckert, T., Finlayson, A., Fern  ndez de la Fuente, A., Gunn, C., Hashmonay, R., Grigoletto Hayashi, J., Helmore, J., Honsel, S., Innocenti, F., Irjala, M., Log, T., Lopez, C., Cort  s Mart  nez, F., Martinez, J., Massardier, A., Nygaard, H. G., Agregan Reborado, P., Rousset, E., Scherello, A., Ulbricht, M., Weidmann, D., Williams, O., Yarrow, N., Zarea, M., Ziegler, R., Sciare, J., Vrekoussis, M., and Bousquet, P. (2024). Assessment of current methane emission quantification techniques for natural gas midstream applications, *Atmos. Meas. Tech.*, Vol. 17, pp. 1633–1649, <https://doi.org/10.5194/amt-17-1633-2024>.

Livingood, A., Nolen, J. R., Folland, T. G., Potechin, L., Lu, G., Criswell, S., Maria, J.-P., Shelton, C. T., Sachet, E., & Caldwell, J. D. (2021). Filterless Nondispersive Infrared Sensing using Narrowband Infrared

Emitting Metamaterials. *ACS Photonics*, Vol. 8(2), pp. 472–480. <https://doi.org/10.1021/acsp Photonics.0c01432>.

Long, M., Withey, P., Risk, D., Lantz, V., & Sharma, C. 2024. Economic impacts of reducing methane emissions in British Columbia's oil and natural gas sectors: Taxes vs technology standards. *Resource and Energy Economics*, 76, 101421. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2023.101421>.

Lovitt, J., Rahman, M. M., Saraswati, S., McDermid, G. J., Strack, M., & Xu, B. (2018). UAV Remote Sensing Can Reveal the Effects of Low-Impact Seismic Lines on Surface Morphology, Hydrology, and Methane (CH₄) Release in a Boreal Treed Bog. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, Vol. 123(3), pp.1117–1129. <https://doi.org/10.1002/2017jg004232>

Lowry D., Fisher R.E., France J.L., Coleman M., Lanoisellé M., Zazzeri G., Nisbet E.G., Shaw Jacob T., Allen G., Pitt J., Ward R.S., 2020. Environmental baseline monitoring for shale gas development in the UK: Identification and geochemical characterisation of local source emissions of methane to atmosphere. *Science of The Total Environment*, Volume 708, 2020, 134600, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134600>.

Lu, R. J., Shen, D. M., Du, Q. Q., Huang, B. Z., & Shi, J. S. (2014). Tuning Characteristics of DFB Diode Laser and its Application to TDLAS Gas Sensor Design. *Applied Mechanics and Materials*, 511-512, 173–177. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amm.511-512.173>.

MacKay, K., Lavoie, M., Bourlon, E. et al. 2021. Methane emissions from upstream oil and gas production in Canada are underestimated. *Sci Rep* 11, 8041 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87610-3>.

Majhi, S. M., Mirzaei, A., Kim, H. W., Kim, S. S., & Kim, T. W. (2021). Recent advances in energy-saving chemiresistive gas sensors: A review. *Nano Energy*, Vol. 79, 105369. <https://doi.org/10.1016/j.nanoen.2020.105369>.

Maity, A., Pal, M., Banik, G. D., Maithani, S., & Pradhan, M. (2017). Cavity ring-down spectroscopy using an EC-QCL operating at 7.5 μm for direct monitoring of methane isotopes in air. *Laser Physics Letters*, Vol. 14(11), 115701. <https://doi.org/10.1088/1612-202x/aa8584>.

Mappé, I., Joly, L., Durry, G., Thomas, X., Decarpenterie, T., Cousin, J., Dumelie, N., Roth, E., Chakir, A., & Grillon, P. G. (2013). A quantum cascade laser absorption spectrometer devoted to the in situ measurement of atmospheric N₂O and CH₄ emission fluxes. *Review of Scientific Instruments*, Vol. 84(2), 023103. <https://doi.org/10.1063/1.4790376>

- Mappe-Fogaing, I., Joly, L., Durry, G., Dumelié, N., Decarpenterie, T., Cousin, J., Parvitte, B., & Zéninari, V. (2012). Wavelet Denoising for Infrared Laser Spectroscopy and Gas Detection. *Applied Spectroscopy*, Vol. 66(6), pp.700–710. <https://doi.org/10.1366/11-06459>.
- Martinez, B.; Miller, T.W.; Yalin, A.P., 2020. Cavity Ring-Down Methane Sensor for Small Unmanned Aerial Systems. *Sensors*, 20, 454. <https://doi.org/10.3390/s20020454>.
- Marks, L., and T. Green, 2019. When the price is right: How B.C.'s carbon tax could cost-effectively reduce methane pollution in the oil and gas industry. https://davidsuzuki.org/wp-content/uploads/2019/08/DSF_Methane_When_the_Price_is_Right.pdf.
- McHale, L. E., Hecobian, A., & Yalin, A. P. (2016). Open-path cavity ring-down spectroscopy for trace gas measurements in ambient air. *Optics Express*, Vol. 24(5), 5523. <https://doi.org/10.1364/oe.24.005523>.
- Mead, G. J., Waxman, E. M., Bon, D., Herman, D. I., Baumann, E., Giorgetta, F. R., Friedlein, J. T., Ycas, G., Newbury, N. R., Coddington, I., & Cossel, K. C. (2023). Open-path dual-comb spectroscopy of methane and VOC emissions from an unconventional oil well development in Northern Colorado. *Frontiers in Chemistry*, Vol. 11. <https://doi.org/10.3389/fchem.2023.1202255>.
- Meng, Y., Liu, T., Liu, K., Jiang, J., Wang, R., Wang, T., & Hu, H. (2014). A Modified Empirical Mode Decomposition Algorithm in TDLAS for Gas Detection. *IEEE Photonics Journal*, Vol. 6(6), pp. 1–7. <https://doi.org/10.1109/jphot.2014.2368785>.
- Mohammadloo, T. H., Jones, M., van de Kerkhof, B., Dawson, K., Smith, B. J., Conley, S., Corbett, A., and IJzermans, R., (2024). Quantitative estimate of sources of uncertainty in drone-based methane emission measurements, EGU sphere [preprint]. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-1175>.
- Monster, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C., 2019. Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills - a review. *Waste Manag.* 87, 835–859. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.047>.
- Morales, R., Ravelid, J., Vinkovic, K., Korbeň, P., Tuzson, B., Emmenegger, L., Chen, H., Schmidt, M., Humbel, S., and Brunner, D., 2022. Controlled-release experiment to investigate uncertainties in UAV-based emission quantification for methane point sources. *Atmos. Meas. Tech.*, 15, 2177–2198, <https://doi.org/10.5194/amt-15-2177-2022>.
- Nathan, B. J., Golston, L. M., O'Brien, A. S., Ross, K., Harrison, W. A., Tao, L., Lary, D. J., Johnson, D. R., Covington, A. N., Clark, N. N., & Zondlo, M. A. (2015). Near-Field Characterization of Methane Emission Variability from a Compressor Station Using a Model Aircraft. *Environmental Science & Technology*, 49(13), 7896–7903. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00705>.

Neumann, P. P., Kohlhoff, H., Hüllmann, D., Krentel, D., Kluge, M., Dzierliński, M., Lilienthal, A. J., & Bartholmai, M. (2019). Aerial-based gas tomography – from single beams to complex gas distributions. *European Journal of Remote Sensing*, Vol. 52(sup3), pp. 2–16. <https://doi.org/10.1080/22797254.2019.1640078>.

Ngwabie N.M., Jeppsson K.H., Gustafsson G., Nimmermark S., 2011. Effects of animal activity and air temperature on methane and ammonia emissions from a naturally ventilated building for dairy cows. *Atmospheric Environment*, Volume 45, Issue 37, Pages 6760-6768, ISSN 1352-2310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.027>.

Ni, J., Yao, L., Zhang, J., Cao, W., Zhu, Y., & Tai, X. (2017). Development of an Unmanned Aerial Vehicle-Borne Crop-Growth Monitoring System. *Sensors*, 17(3), 502. <https://doi.org/10.3390/s17030502>.

Nowakowski, M., Wojtas, J., Bielecki, Z., & Mikołajczyk, J. (2009). Cavity Enhanced Absorption Spectroscopy Sensor. *Acta Physica Polonica A*, Vol. 116(3), pp.363–367. <https://doi.org/10.12693/aphyspola.116.363>

Oberle, F. K. J., Gibbs, A. E., Richmond, B. M., Erikson, L. H., Waldrop, M. P., & Swarzenski, P. W. (2019). Towards determining spatial methane distribution on Arctic permafrost bluffs with an unmanned aerial system. *SN Applied Sciences*, Vol. 1(3). <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0242-9>.

Olague, E. P., Jeltema, S., Gauthier, T., Jermalowicz, D., Ostaszewski, A., Batterman, S., Xia, T., Raneses, J., Kovalchick, M., Miller, S., Acevedo, J., Lamb, J., Benya, J., Wendling, A., & Zhu, J. (2024). Correction: Olague et al. Landfill Emissions of Methane Inferred from Unmanned Aerial Vehicle and Mobile Ground Measurements. *Atmosphere* 2022, 13, 983. *Atmosphere*, Vol. 15(11), 1360. <https://doi.org/10.3390/atmos15111360>.

Olczak M., Piebalgs A., Balcombe P., 2023. A global review of methane policies reveals that only 13% of emissions are covered with unclear effectiveness. *One Earth*, Volume 6, Issue 5, Pages 519-535, ISSN 2590-3322, <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2023.04.009>.

O'Shea, S. J., Allen, G., Gallagher, M. W., Bower, K., Illingworth, S. M., Muller, J. B. A., Jones, B. T., Percival, C. J., Bauguitte, S. J.-B., Cain, M., Warwick, N., Quiquet, A., Skiba, U., Drewer, J., Dinsmore, K., Nisbet, E. G., Lowry, D., Fisher, R. E., France, J. L., Aurela, M., Lohila, A., Hayman, G., George, C., Clark, D. B., Manning, A. J., Friend, A. D., and Pyle, J., 2014. Methane and carbon dioxide fluxes and their regional scalability for the European Arctic wetlands during the MAMM project in summer 2012. *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 13159–13174, <https://doi.org/10.5194/acp-14-13159-2014>.

O'Shea, S. J., Bauguitte, S. J. B., Gallagher, M. W., Lowry, D., & Percival, C. J. (2013). Development of a cavity enhanced absorption spectrometer for airborne measurements of CH₄ and

CO₂. *Atmospheric Measurement Techniques Discussions*, Vol. 6(1), pp. 1–41. <https://doi.org/10.5194/amtd-6-1-2013>

Pang, X., Shang, Q., Chen, L., Sun, S., Zhao, G., Wu, Z., Zhao, C., Lu, Y., Sun, Q., Lyu, Y., & Wang, B. (2024). Spatiotemporal variation and annual emission of CH₄ in Shaoxing, China studied by a portable CH₄ detector on the UAV. *Journal of Environmental Sciences*. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.03.045>

Pan, Z. F., An, L., & Wen, C. Y., 2019. Recent advances in fuel cells-based propulsion systems for unmanned aerial vehicles. *Applied Energy*, 240, 473–485. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.02.079>

Parameswaran, K. R., Rosen, D. I., Allen, M. G., Ganz, A. M., & Risby, T. H. (2008). Off-axis integrated cavity output spectroscopy with a mid-infrared interband cascade laser for real-time breath ethane measurements. *Applied Optics*, Vol. 48 (4), B73. <https://doi.org/10.1364/ao.48.000b73>.

Pasquill, F. (1971). Atmospheric dispersion of pollution. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, Vol. 97(414), pp. 369–395. <https://doi.org/10.1002/qj.49709741402>.

Pearson, J. E., Rimbey, D. H. & Jones, G. E., 1965. A Soil-Gas Emanation Measurement System Used for Radon-222. *Journal of Applied Meteorology*. Vol. 4(3), pp. 349–356. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1965\)004%3C0349:asgems%3E2.0.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1965)004%3C0349:asgems%3E2.0.co;2).

Peng, W. Y., Cassady, S. J., Strand, C. L., Goldenstein, C. S., Spearrin, R. M., Brophy, C. M., Jeffries, J. B., & Hanson, R. K. (2019). Single-ended mid-infrared laser-absorption sensor for time-resolved measurements of water concentration and temperature within the annulus of a rotating detonation engine. *Proceedings of the Combustion Institute*, Vol. 37 (2), pp. 1435–1443. <https://doi.org/10.1016/j.proci.2018.05.021>.

Petricca, L., Ohlekers, P., & Grinde, C. 2011b. Micro- and Nano-Air Vehicles: State of the Art. *International Journal of Aerospace Engineering*, 2011, 1–17. <https://doi.org/10.1155/2011/214549>

Pihlatie, M. K., Christiansen, J. R., Aaltonen, H., Korhonen, J. F. J., Nordbo, A., Rasilo, T., Benanti, G., Giebels, M., Helmy, M., Sheehy, J., Jones, S., Juszczak, R., Klefoth, R., Lobo-do-Vale, R., Rosa, A. P., Schreiber, P., Serça, D., Vicca, S., Wolf, B. & Pumpanen, J., (2013). Comparison of static chambers to measure CH₄ emissions from soils. *Agricultural and Forest Meteorology*. Vol. 171-172, pp. 124–136. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.11.008>.

Pitt, J. R., Le Breton, M., Allen, G., Percival, C. J., Gallagher, M. W., Bauguutte, S. J. B., O'Shea, S. J., Muller, J. B. A., Zahniser, M. S., Pyle, J., & Palmer, P. I. (2016). The development and evaluation of airborne in situ N₂O and CH₄ sampling using a quantum cascade laser absorption spectrometer (QCLAS). *Atmospheric Measurement Techniques*, Vol. 9(1), pp. 63–77. <https://doi.org/10.5194/amt-9-63-2016>.

Provolo G., and Riva E., 2008. Daily and seasonal patterns of lying and standing behaviour of dairy cows in a free stall barn. (2008): 20173223396. http://www.ragusashwa.it/CD_2008/lavori/TOPIC9/orale/PROVOLO.pdf

Qu, Z., Nwaboh, J., Werhahn, O., & Ebert, V. (2021). Towards a dTDLAS-Based Spectrometer for Absolute HCl Measurements in Combustion Flue Gases and a Better Evaluation of Thermal Boundary Layer Effects. *Flow, Turbulence and Combustion*. Vol. 106, pp. 533-546 <https://doi.org/10.1007/s10494-020-00216-z>.

Rachor, I. M., Gebert, J., Gröngroft, A., & Pfeiffer, E. M. (2013). Variability of methane emissions from an old landfill over different timescales. *European Journal of Soil Science*, 64(1), 16–26. <https://doi.org/10.1111/ejss.12004>

Ravikumar, A. P., Sreedhara, S., Wang, J., Englander, J., Roda-Stuart, D., Bell, C., Zimmerle, D., Lyon, D., Mogstad, I., Ratner, B., & Brandt, A. R. (2019). Single-blind inter-comparison of methane detection technologies – results from the Stanford/EDF Mobile Monitoring Challenge. *Elementa: Science of the Anthropocene*, Vol. 7. <https://doi.org/10.1525/elementa.373>.

Rella, C. W., Chen, H., Andrews, A. E., Filges, A., Gerbig, C., Hatakka, J., Karion, A., Miles, N. L., Richardson, S. J., Steinbacher, M., Sweeney, C., Wastine, B., & Zellweger, C. (2013). High accuracy measurements of dry mole fractions of carbon dioxide and methane in humid air. *Atmospheric Measurement Techniques*, Vol. 6(3), pp. 837–860. <https://doi.org/10.5194/amt-6-837-2013>.

Regolamento (UE) del Parlamento Europeo e del Consiglio n. 1787 del 13 giugno 2024 sulla riduzione delle emissioni di metano nel settore dell'energia e che modifica il regolamento (UE) 2019/942. <http://data.europa.eu/eli/reg/2024/1787/oj>.

Regolamento di esecuzione (UE) della Commissione n. 947 del 24 maggio 2019 relativo a norme e procedure per l'esercizio di aeromobili senza equipaggio. http://data.europa.eu/eli/reg_impl/2019/947/oj.

Regolamento Delegato (UE) della Commissione n.945 del 12 marzo 2019 relativo ai sistemi aeromobili senza equipaggio e agli operatori di paesi terzi di sistemi aeromobili senza equipaggio. http://data.europa.eu/eli/reg_del/2019/945/oj.

Renard, J.-B., Dulac, F., Berthet, G., Lurton, T., Vignelles, D., Jégou, F., Tonnelier, T., Jeannot, M., Couté, B., Akiki, R., Verdier, N., Mallet, M., Gensdarmes, F., Charpentier, P., Mesmin, S., Duverger, V., Dupont, J.-C., Elias, T., Crenn, V., Daugeron, D., 2016. LOAC: a small aerosol optical counter/sizer for ground-based and balloon measurements of the size distribution and nature of atmospheric particles – Part

2: First results from balloon and unmanned aerial vehicle flights. *Atmospheric Measurement Techniques*, 9(8), 3673–3686. <https://doi.org/10.5194/amt-9-3673-2016>

Roldán, J., Joossen, G., Sanz, D., del Cerro, J., & Barrientos, A. (2015). Mini-UAV Based Sensory System for Measuring Environmental Variables in Greenhouses. *Sensors*, 15(2), 3334–3350. <https://doi.org/10.3390/s150203334>

Rodjeqd, H., & Ehde, S. (2020). Optical Gas Sensing Technology. *New Electronics*, Vol. 53(7), pp. 20–21. [https://doi.org/10.12968/s0047-9624\(22\)61204-5](https://doi.org/10.12968/s0047-9624(22)61204-5).

Rodrigues, A. R. F., Silva, M. E., Silva, V. F., Maia, M. R. G., Cabrita, A. R. J., Trindade, H., Fonseca, A. J. M. e Pereira, J. L. S., (2024). Implications of seasonal and daily variation on methane and ammonia emissions from naturally ventilated dairy cattle barns in a Mediterranean climate: A two-year study. *Science of The Total Environment*, 946, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173734>.

Ruckstuhl, A. F., Henne, S., Reimann, S., Steinbacher, M., Vollmer, M. K., O'Doherty, S., Buchmann, B., and Hueglin, C., 2012. Robust extraction of baseline signal of atmospheric trace species using local regression. *Atmos. Meas. Tech.*, Vol. 5, pp. 2613–2624, <https://doi.org/10.5194/amt-5-2613-2012>.

Saha C.K., Ammon C., Berg W., Fiedler M., Loebsin C., Sanftleben P., Brunsch R., Amon T., 2014. Seasonal and diel variations of ammonia and methane emissions from a naturally ventilated dairy building and the associated factors influencing emissions. *Science of The Total Environment*, Volumes 468–469, Pages 53–62, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.015>.

Shah A, Pitt JR, Ricketts H, Leen JB, Williams PI, Kabbabe K, Gallagher MW, Allen G. (2020). Testing the near-field Gaussian plume inversion flux quantification technique using unmanned aerial vehicle sampling. *Atmos. Meas. Tech.* Vol. 13, pp. 1467–1484. <https://doi.org/10.5194/amt-13-1467-2020>.

Saha C.K., Ammon C., Berg W., Fiedler M., Loebsin C., Sanftleben P., Brunsch R., Amon T., 2014. Seasonal and diel variations of ammonia and methane emissions from a naturally ventilated dairy building and the associated factors influencing emissions. *Science of The Total Environment*, Volumes 468–469, Pages 53–62, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.015>.

Sadavarte P., Pandey S., Maasackers J.D., Lorente A., Borsdorff T., Denier van der Gon H., Houweling S., Aben I., 2021. Methane Emissions from Superemitting Coal Mines in Australia Quantified Using TROPOMI Satellite Observations. *Environmental Science & Technology* 2021 55 (24), 16573–16580 <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03976>.

- Scheutz, C., Knudsen, J. E., Vechi, N. T., & Knudsen, J. (2025). Validation and demonstration of a drone-based method for quantifying fugitive methane emissions. *Journal of Environmental Management*, Vol. 373, 123467. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123467>.
- Scheutz, C., Duan, Z., Moller, J., Kjeldsen, P., 2023. Environmental assessment of landfill gas mitigation using biocover and gas collection with energy utilisation at aging landfills. *Waste Manag.* 165, 40–50. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.04.014>
- Schuyler, T. J., & Guzman, M. I. (2017). Unmanned Aerial Systems for Monitoring Trace Tropospheric Gases. *Atmosphere*, Vol. 8 (10), 206. <https://doi.org/10.3390/atmos8100206>.
- Sejian V., Shekhawat I., Ujor V., Ezeji T., Lakritz J., Lal R., 2011. Enteric methane emissions in livestock: contributors, prediction, estimations and repercussion. In: Sejian V, Naqvi SMK, Bhatt RS, Karim SA (eds) NAIP sponsored national training manual on “Carbon sequestration, carbon trading and climate change”., Division of physiology and biochemistry Central Sheep and Wool Research Institute, Avikanagar, pp 68–80. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-29205-7_16.
- Smith B.J., John G., Christensen L.E., Chen Y., 2017. Fugitive methane leak detection using sUAS and miniature laser spectrometer payload: System, application and groundtruthing tests. *International Conference on Unmanned Aircraft Systems (ICUAS)*, Miami, FL, USA, 2017, pp. 369-374, <https://doi.org/10.1109/ICUAS.2017.7991403>.
- Shah, Adil A., 2020. Methane flux quantification using unmanned aerial vehicles. Thesis submitted to The University of Manchester for the degree of Doctor of Philosophy in the Faculty of Science and Engineering. https://research.manchester.ac.uk/files/174667189/FULL_TEXT.PDF.
- Shah, A., Allen, G., Pitt, J. R., Ricketts, H., Williams, P. I., Helmore, J., Finlayson, A., Robinson, R., Kabbabe, K., Hollingsworth, P., Rees-White, T. C., Beaven, R., Scheutz, C., & Bourn, M. (2019a). A Near-Field Gaussian Plume Inversion Flux Quantification Method, Applied to Unmanned Aerial Vehicle Sampling. *Atmosphere*, Vol. 10(7), 396. <https://doi.org/10.3390/atmos10070396>.
- Shah, A.; Pitt, J.; Kabbabe, K.; Allen, G., (2019b). Suitability of a Non-Dispersive Infrared Methane Sensor Package for Flux Quantification Using an Unmanned Aerial Vehicle. *Sensors*, Vol. 19, 4705. <https://doi.org/10.3390/s19214705>.
- Shao, L., Chen, J., Wang, K., Mei, J., Tan, T., Wang, G., Liu, K., & Gao, X. (2022). Highly precise measurement of atmospheric N₂O and CO using improved White cell and RF current perturbation. *Sensors and Actuators B: Chemical*, Vol. 352, 130995. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2021.130995>

Shaw, J.T.; Shah, A., Han, Y; Allen, G. 2021. Methods for quantifying methane emissions using unmanned aerial vehicles: a review. *Phil. Trans. R. Soc.* A.3792020045020200450 <http://doi.org/10.1098/rsta.2020.0450>.

Shaw Jacob T., Allen G., Pitt J., Mead M.I., Purvis R.M., Dunmore R., Wilde S., Shah A., Barker P., Bateson P., Bacak A., Lewis A.C., Lowry D., Fisher R., Lanoisellé M., Ward R.S., 2019. A baseline of atmospheric greenhouse gases for prospective UK shale gas sites. *Science of The Total Environment*, Volume 684, Pages 1-13, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.266>.

Shen, S., Chen, Y., Zhan, L., Xie, H., Bouazza, A., He, F., & Zuo, X. 2018. Methane hotspot localization and visualization at a large-scale Xi'an landfill in China: Effective tool for landfill gas management. *Journal of Environmental Management*, 225, 232–241. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.012>

Shi, J., Jiang, Y., Duan, Z., Li, J., Yuan, Z., & Tai, H. (2024). Designing an optical gas chamber with stepped structure for non-dispersive infrared methane gas sensor. *Sensors and Actuators A: Physical*, 115052. <https://doi.org/10.1016/j.sna.2024.115052>.

Shi, T., Han, Z., Han, G., Ma, X., Chen, H., Andersen, T., Mao, H., Chen, C., Zhang, H., & Gong, W. (2022). Retrieving CH₄-emission rates from coal mine ventilation shafts using UAV-based AirCore observations and the genetic algorithm–interior point penalty function (GA-IPPF) model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 22 (20), pp. 13881–13896. <https://doi.org/10.5194/acp-22-13881-2022>.

Shokri, A. 2018. Application of Sono–photo-Fenton process for degradation of phenol derivatives in petrochemical wastewater using full factorial design of experiment. *Int J Ind Chem* 9, 295–303. <https://doi.org/10.1007/s40090-018-0159-y>.

Shon, W., Yim, S. P., Lee, L., Park, H., Kim, K. R., Chung, H., & Lee, C. K. (2016b). Advances in deuterium dioxide concentration measurement. *Fusion Engineering and Design*, Vol. 109(111), pp. 398–406. <https://doi.org/10.1016/j.fusengdes.2016.02.092>.

Shouji, C., Alidoost Dafsari, R., Yu, S.-H., Choi, Y., & Lee, J., 2021. Mean and turbulent flow characteristics of downwash air flow generated by a single rotor blade in agricultural drones. *Computers and Electronics in Agriculture*, 190, 106471. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2021.106471>.

Shukla, D., & Komerath, N. (2018). Multirotor Drone Aerodynamic Interaction Investigation. *Drones*, 2(4), 43. <https://doi.org/10.3390/drones2040043>.

Sichel H.S., 1966. The estimation of means and associated confidence limits for small samples for lognormal population, *Proc.1966 Symp. South African Institute of Mining and Metallurgy*.

Sinclair, A. J., 1991. A fundamental approach to threshold estimation in exploration geochemistry: probability plots revisited. *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 41(1-2), pp. 1–22. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(91\)90071-2](https://doi.org/10.1016/0375-6742(91)90071-2).

Sinclair, A. J., (1974). Selection of threshold values in geochemical data using probability graphs. *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 3(2), pp. 129–149. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(74\)90030-2](https://doi.org/10.1016/0375-6742(74)90030-2).

Sonderfeld, H., Bösch, H., Jeanjean, A. P. R., Riddick, S. N., Allen, G., Ars, S., Davies, S., Harris, N., Humpage, N., Leigh, R., & Pitt, J. (2017). CH₄ emission estimates from an active landfill site inferred from a combined approach of CFD modelling and in situ FTIR measurements. *Atmospheric Measurement Techniques*, Vol. 10(10), pp.3931–3946. <https://doi.org/10.5194/amt-10-3931-2017>.

Soskind M.G., Li N.P., Moore D.P., Chen Y., Wendt L.P., McSpiritt J., Zondlo M.A., Wysocki G., 2023. Stationary and drone-assisted methane plume localization with dispersion spectroscopy. *Remote Sensing of Environment*, Volume 289, 113513, ISSN 0034-4257, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113513>.

Stadler C., Fusé V.S., Linares S., Guzmán S.A., Juliarena M.P., 2024. Accessible sampling methodologies to quantify the net methane emission from landfill cells. *Atmospheric Pollution Research*, Volume 15, Issue 3, 102011, ISSN 1309-1042, <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.102011>.

Stewart, M., Martin, S., 2020. Unmanned Aerial Vehicles: Fundamentals, Components, Mechanics, and Regulations. Hauppauge, NY, Nova Science, 2020. Online: <https://novapublishers.com/wp-content/uploads/2020/10/Unmanned-Aerial-Vehicles.pdf>.

Stavropoulou, F., Vinković, K., Kers, B., de Vries, M., van Heuven, S., Korbeň, P., Schmidt, M., Wietzel, J., Jagoda, P., Necki, J. M., Bartyzel, J., Maazallahi, H., Menoud, M., van der Veen, C., Walter, S., Tuzson, B., Ravelid, J., Morales, R. P., Emmenegger, L., ... Röckmann, T. (2023). High potential for CH₄ emission mitigation from oil infrastructure in one of EU's major production regions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 23 (18), pp. 10399–10412. <https://doi.org/10.5194/acp-23-10399-2023>.

Tan, X., Zhang, H., Li, J., Wan, H., Guo, Q., Zhu, H., Liu, H., & Yi, F. (2020). Non-dispersive infrared multi-gas sensing via nanoantenna integrated narrowband detectors. *Nature Communications*, Vol. 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19085-1>.

Tan, Z., & Long, X. (2010). Off-axis integrated cavity output spectroscopy and its application. *Optics Communications*, Vol. 283 (7), pp. 1406–1409. <https://doi.org/10.1016/j.optcom.2009.11.081>.

- Thielicke, W., Hübert, W., Müller, U., Eggert, M., and Wilhelm, P. 2021. Towards accurate and practical drone-based wind measurements with an ultrasonic anemometer. *Atmos. Meas. Tech.*, Vol. 14, pp. 1303–1318, <https://doi.org/10.5194/amt-14-1303-2021>.
- Tian, L., Sun, J., Zhang, S., Kolomenskii, A. A., Schuessler, H. A., Wang, Z., Xia, J., Chang, J., & Liu, Z. (2022). Near-infrared methane sensor with neural network filtering. *Sensors and Actuators B: Chemical*, Vol.354, 131207. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2021.131207>.
- Tittel, F.K., Bakhirkin Y.A., Curl R.F., Kosterev A.A., McCurdy M.R., So S.G., Wysocki G., 2008. Laser Based Chemical Sensor Technology: Recent Advances and Applications. In: Kim, Y.J., Platt, U. (eds) *Advanced Environmental Monitoring*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6364-0_4.
- Tlili, F., Ayed, S., & Chaari Fourati, L. 2024. Advancing UAV security with artificial intelligence: A comprehensive survey of techniques and future directions. *Internet of Things*, 101281. <https://doi.org/10.1016/j.iot.2024.101281>
- Tmušić, G.; Manfreda, S.; Aasen, H.; James, M.R.; Gonçalves, G.; Ben-Dor, E.; Brook, A.; Polinova, M.; Arranz, J.J.; Mészáros, J.; et al. 2020. Current Practices in UAS-based Environmental Monitoring. *Remote Sens.* 2020, 12, 1001. <https://doi.org/10.3390/rs12061001>.
- Tong X., van Heuven S., Scheeren B., Kers B., Hutjes R., Chen H., 2023. Aircraft-Based AirCore Sampling for Estimates of N₂O and CH₄ Emissions. *Environmental Science & Technology* 57 (41), 15571-15579 <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c04932>.
- Tseten T, Sanjorjo RA, Kwon M, Kim S. 2022. Strategies to Mitigate Enteric Methane Emissions from Ruminant Animals. *J. Microbiol. Biotechnol.* Vol. 32. Pages 269-277. <https://doi.org/10.4014/jmb.2202.02019>.
- Tütüncü, E., & Mizaikoff, B. (2018). Cascade laser sensing concepts for advanced breath diagnostics. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, Vol. 411 (9), pp. 1679–1686. <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1509-5>.
- Tuzson, B., Graf, M., Ravelid, J., Scheidegger, P., Kupferschmid, A., Looser, H., Morales, R. P., and Emmenegger, L. (2020). A compact QCL spectrometer for mobile, high-precision methane sensing aboard drones, *Atmos. Meas. Tech.*, Vol.13, pp. 4715–4726, <https://doi.org/10.5194/amt-13-4715-2020>.
- UNEP, 2021. Global Methane Assessment: Benefits and Costs of Mitigating Methane Emissions. Nairobi: United Nations Environment Programme. <https://www.unep.org/resources/report/global-methane-assessment-benefits-and-costs-mitigating-methane-emissions> (ultimo accesso 16/08/2022).

- US-EPA. 2018. EPA Handbook: Optical and Remote Sensing for Measurement and Monitoring of Emissions Flux of Gases and Particulate Matter. U.S. Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards Air Quality Assessment Division Research Triangle Park, NC. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-08/documents/gd-52v.2.pdf>.
- Venterea, R. T., Spokas, K. A. e Baker, J. M., 2009. Accuracy and Precision Analysis of Chamber-Based Nitrous Oxide Gas Flux Estimates. *Soil Science Society of America Journal*. Vol.73(4), pp. 1087–1093. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0307>.
- Verkruysse, W., & Todd, L. A. (2005b). Novel Algorithm for Tomographic Reconstruction of Atmospheric Chemicals with Sparse Sampling. *Environmental Science & Technology*, Vol. 39 (7), pp. 2247–2254. <https://doi.org/10.1021/es035231v>.
- Villa, T., Salimi, F., Morton, K., Morawska, L., & Gonzalez, F. (2016). Development and Validation of a UAV Based System for Air Pollution Measurements. *Sensors*, 16(12), 2202. <https://doi.org/10.3390/s16122202>
- Vinković K., Andersen T., de Vries M., Bert Kers B., van Heuven S., Peters W., Hensen A., van den Bulk P., Chen H., 2022. Evaluating the use of an Unmanned Aerial Vehicle (UAV)-based active AirCore system to quantify methane emissions from dairy cows. *Science of The Total Environment*, Volume 831, 154898, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154898>.
- Vitiello, M. S., Scalari, G., Williams, B., & De Natale, P. (2015). Quantum cascade lasers: 20 years of challenges. *Optics Express*, Vol. 23 (4), page 5167. <https://doi.org/10.1364/oe.23.005167>.
- von Fischer, J. C., Cooley, D., Chamberlain, S., Gaylord, A., Griebenow, C. J., Hamburg, S. P., Salo, J., Schumacher, R., Theobald, D., & Ham, J. 2017. Rapid, Vehicle-Based Identification of Location and Magnitude of Urban Natural Gas Pipeline Leaks. *Environmental Science & Technology*, Vol. 51(7), pp. 4091–4099. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06095>.
- Wang, D., Li, Y., Pu, Y., Lv, Y., Wang, M., Yang, H., Zhao, X., & Li, D. (2024). Vertical Distribution Mapping for Methane Fugitive Emissions Using Laser Path-Integral Sensing in Non-Cooperative Open Paths. *Sensors*, Vol. 24(4), 1307. <https://doi.org/10.3390/s24041307>.
- Wang, S., Hoffmann, M., Yetisen, A. K., Wang, K., Brändle, F., Kurz, W., Jakobi, M., Zhou, Q., & Koch, A. W. (2023). Optical interferometer-based methods for photoacoustic gas sensing: a review. *Applied Spectroscopy Reviews*, pp. 1–40. <https://doi.org/10.1080/05704928.2023.2196729>
- Wang, X., Qian, C., Zhao, Z., Li, J., & Jiao, M. 2023. A Novel Gas Recognition Algorithm for Gas Sensor Array Combining Savitzky–Golay Smooth and Image Conversion Route. *Chemosensors*, Vol. 11 (2), 96. <https://doi.org/10.3390/chemosensors11020096>.

Wang, W. F., Yang, B., Liu, H. F., Ren, L. F., He, D., Zhao, X. C. e Li, J., 2023. A multiline fitting method for measuring ethylene concentration based on WMS-2f/1f. *Scientific Reports* Vol. 13 (1). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-42398>.

Wang, Fei, Shuhai Jia, Yonglin Wang, and Zhenhua Tang. 2019. "Recent Developments in Modulation Spectroscopy for Methane Detection Based on Tunable Diode Laser" *Applied Sciences* 9, no. 14: 2816. <https://doi.org/10.3390/app9142816>.

Wang, M., Shi, W., Tang, J., 2011. Water property monitoring and assessment for China's inland Lake Taihu from MODIS-Aqua measurements. *Remote Sens. Environ.* 115, 841–854. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.11.012>.

Wastine, B., Hummelgård, C., Bryzgalov, M., Rödjegård, H., Martin, H., & Schröder, S. (2022). Compact Non-Dispersive Infrared Multi-Gas Sensing Platform for Large Scale Deployment with Sub-ppm Resolution. *Atmosphere*, Vol.13(11), pp.1789. <https://doi.org/10.3390/atmos13111789>.

Watts, A.C.; Ambrosia, V.G.; Hinkley, E.A. 2012. Unmanned Aircraft Systems in Remote Sensing and Scientific Research: Classification and Considerations of Use. *Remote Sens.* 4, 1671-1692. <https://doi.org/10.3390/rs4061671>

Weibel, R., & Hansman, R. J., 2004. Safety considerations for operation of different classes of UAVs in the NAS. In Aiaa 4th aviation technology, integration and operations (atio) forum (p. 6244). <https://arc.aiaa.org/doi/pdf/10.2514/6.2004-6244>.

Weller, Z. D., Roscioli, J. R., Daube, W. C., Lamb, B. K., Ferrara, T. W., Brewer, P. E., & von Fischer, J. C. 2018. Vehicle-Based Methane Surveys for Finding Natural Gas Leaks and Estimating Their Size: Validation and Uncertainty. *Environmental Science & Technology* Vol. 52, pp. 11922–11930. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03135>.

Wong, C. L. Y. (2018). Analysis of the number of flux chamber samples and study area size on the accuracy of emission rate measurements. *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol. 68 No. 10, pp. 1103–1117. <https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1469555>.

World research Institute. Historical GHG Emissions. https://www.climatewatchdata.org/embed/ghg-emissions%3FchartType%3Darea%26end_year%3D2021%26gases%3Dch4%26regions%3DITA%26sectors%3DAgriculture%252Cwaste%252Cenergy%26source%3DClimate%2520Watch%26start_year%3D1990.

Wu T, Cheng J, Wang S, He H, Chen G, Xu H, Wu S., 2023. Hotspot Detection and Estimation of Methane Emissions from Landfill Final Cover. *Atmosphere*. 14(11):1598. <https://doi.org/10.3390/atmos14111598>.

- Xia, J., Feng, C., Zhu, F., Zhang, S., Kolomenskii, A. A., Dong, J., & Schuessler, H. A. (2021). Real-time measurement of methane in a turbulent atmosphere over kilometer long paths with denoising methods. *Measurement*, Vol.168, 108467. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2020.108467>.
- Xia, J., Zhu, F., Zhang, S., Kolomenskii, A., Dong, J., Okada, K., Strohaber, J., & Schuessler, H. A. (2019). Probing greenhouse gases in turbulent atmosphere by long-range open-path wavelength modulation spectroscopy. *Optics and Lasers in Engineering*, Vol. 117, pp. 21–28. <https://doi.org/10.1016/j.optlaseng.2019.01.008>.
- Xin, D., Hao, Y., Shimaoka, T., Nakayama, H., Chai, X. 2016. Site specific diel methane emission mechanisms in landfills: A field validated process based on vegetation and climate factors. *Environ. Pollut.* 218, 673-680. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.060>.
- Xu, D., Da, H., Wang, C., Tang, Z., Luan, H., Li, J., & Zeng, Y. (2024). Methodology and Uncertainty Analysis of Methane Flux Measurement for Small Sources Based on Unmanned Aerial Vehicles. *Drones*, Vol.8(8), 366. <https://doi.org/10.3390/drones8080366>.
- Xu, L., Lin, X., Amen, J., Welding, K., & McDermitt, D. (2014). Impact of changes in barometric pressure on landfill methane emission. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 28(7), pp. 679–695. <https://doi.org/10.1002/2013gb004571>.
- Yacovitch, T. I., Neininger, B., Herndon, S. C., van der Gon, H. D., Jonkers, S., Hulskotte, J., Roscioli, J. R., & Zavala-Araiza, D. 2018. Methane emissions in the Netherlands: The Groningen field. *Elementa: Science of the Anthropocene*, Vol. 6 (57). <https://doi.org/10.1525/elementa.308>.
- Yan, L., Wen, H., Wang, Z., Jin, Y., Guo, J., Liu, Y., & Fan, S. (2025). Prediction and evaluation of key parameters in coalbed methane pre-extraction based on transformer and inversion model. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, Vol.139, 109661. <https://doi.org/10.1016/j.engappai.2024.109661>
- Yang, D., Zhao, T., Yao, L., Quo, D., Fan, M., Ren, X., Li, M., Wu, K., Wang, J., Cai, Z., Wang, S., Guo, J., Chen, L., & Liu, Y. (2023). Toward Establishing a Low-cost UAV Coordinated Carbon Observation Network (LUCCN): First Integrated Campaign in China. *Advances in Atmospheric Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s00376-023-3107-5>.
- Yang, S., Talbot, R.W., Frish, M.B., Golston, L.M., Aubut, N.F., Zondlo, M.A., Gretencord, C., McSpirtt, J., 2018. Natural Gas Fugitive Leak Detection Using an Unmanned Aerial Vehicle: Measurement System Description and Mass Balance Approach. *Atmosphere*, Volume 9, 383. <https://doi.org/10.3390/atmos9100383>.

Yao, H.; Qin, R.; Chen, X. 2019. Unmanned Aerial Vehicle for Remote Sensing Applications—A Review. *Remote Sens.*, 11, 1443. <https://doi.org/10.3390/rs11121443>.

Yacovitch, T. I., Herndon, S. C., Pétron, G., Kofer, J., Lyon, D., Zahniser, M. S., Kolb, C. E. (2015): Mobile Laboratory Observations of Methane Emissions in the Barnett Shale Region, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 49, pp. 7889–7895, <https://doi.org/10.1021/es506352j>.

Yeşiller N., Hanson J.L., Manheim D.C., Newman S., Guha A., 2022. Assessment of methane emissions from a California landfill using concurrent experimental, inventory, and modeling approaches. *Waste Management*, Volume 154, Pages 146-159, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.09.024>

Yong, H.; Allen, G.; Mcquilkin, J.; Ricketts, H.; Shaw, J.T., 2024. Lessons learned from a UAV survey and methane emissions calculation at a UK landfill. *Waste Management*, Volume 180, Pages 47-54. ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.03.025>.

Yu-Zhao, W., Yu-Liang, T., Hai-Qing, S., & Chao, Y. (2021). Carbon dioxide detection technology based on the laser occultation absorption spectrum. *Chinese Optics*, Vol. 14(3), pp. 634–642. <https://doi.org/10.37188/co.2020-0201>.

Yu, S., Zhang, Z., Xia, H., Dou, X., Wu, T., Hu, Y., Li, M., Shangguan, M., Wei, T., Zhao, L., Wang, L., Jiang, P., Zhang, C., You, L., Tao, L. e Qiu, J., (2021). Photon-counting distributed free-space spectroscopy. *Light: Science & Applications* Vol. 10 (1). <https://doi.org/10.1038/s41377-021-00650-2>.

Zakora, B., & Molodchick, A. 2014. Classification of UAV (unmanned aerial vehicle). <http://read.meil.pw.pl/abstracts/StudentAbstract Zakora Molodchik.pdf>

Zavala-Araiza, D, et al. 2018. Methane emissions from oil and gas production sites in Alberta, Canada. *Elem Sci Anth*, 6: 27. <https://doi.org/10.1525/elementa.284>

Zazzeri G., Lowry D., Fisher R.E., France J.L., Lanoisellé M., Nisbet E.G., 2015. Plume mapping and isotopic characterisation of anthropogenic methane sources. *Atmospheric Environment*, Volume 110, Pages 151-162, ISSN 1352-2310, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.03.029>.

Zhang, H., Yan, X., Cai, Z., Zhang, Y., 2013. Effect of rainfall on the diurnal variations of CH₄, CO₂, and N₂O fluxes from a municipal solid waste landfill. *Sci. Total Environ.* 442, 73-76. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.041>.

Zhang S., Ma J., Zhang X., Guo C., 2023. Atmospheric remote sensing for anthropogenic methane emissions: Applications and research opportunities. *Science of The Total Environment*, Volume 893, 164701, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164701>.

Zhang, G., Hao, H., Wang, Y., Jiang, Y., Shi, J., Yu, J., Cui, X., Li, J., Zhou, S., & Yu, B. (2021). Optimized adaptive Savitzky-Golay filtering algorithm based on deep learning network for absorption spectroscopy. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, Vol. 263, 120187. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2021.120187>.

Zhang, L., Dai, X., Zhang, W., Wang, W., Liu, X., & Li, W. (2025). A TDLAS gas detection method based on digital signal modulation. *Optics Communications*, Vol. 574, 131211. <https://doi.org/10.1016/j.optcom.2024.131211>.

Zheng, K., Zheng, C., Liu, Z., He, Q., Du, Q., Zhang, Y., Wang, Y., & Tittel, F. K. (2018). Near-infrared broadband cavity-enhanced sensor system for methane detection using a wavelet-denoising assisted Fourier-transform spectrometer. *The Analyst*, Vol. 143 (19), pp. 4699–4706. <https://doi.org/10.1039/c8an01290c>.

Zhao, T., Yang, D.; Guo, D.; Wang, Y.; Yao, L.; Ren, X.; Fan, M.; Cai, Z.; Wu, K.; Liu, Y. 2024. Low-cost UAV coordinated carbon observation network: Carbon dioxide measurement with multiple UAVs, *Atmospheric Environment*, Volume 332, 120609, ISSN 1352-2310, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120609>.

Zheng, Y., Yang, S., Liu, X., Wang, J., Norton, T., Chen, J., & Tan, Y. (2018). The computational fluid dynamic modeling of downwash flow field for a six-rotor UAV. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 0. <https://doi.org/10.15302/j-fase-2018216>.

Zhu, Z., González-Rocha, J., Ding, Y., Frausto-Vicencio, I., Heerah, S., Venkatram, A., Dubey, M., Collins, D., & Hopkins, F. M. (2024). Toward on-demand measurements of greenhouse gas emissions using an uncrewed aircraft AirCore system. *Atmospheric Measurement Techniques*, Vol. 17(13), pp. 3883–3895. <https://doi.org/10.5194/amt-17-3883-2024>.

Zou, M., Yang, Z., Sun, L., & Ming, X. (2020). Acetylene sensing system based on wavelength modulation spectroscopy using a triple-row circular multi-pass cell. *Optics Express*, Vol. 28 (8), 11573. <https://doi.org/10.1364/oe.388343>.

Zhou, X., Aurell, J., Mitchell, W., Tabor, D., & Gullett, B. (2017). A small, lightweight multipollutant sensor system for ground-mobile and aerial emission sampling from open area sources. *Atmospheric Environment*, 154, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.01.029>.

Zhu, F., Bicer, A., Askar, R., Bounds, J., Kolomenskii, A. A., Kelessides, V., Amani, M., & Schuessler, H. A. (2015). Mid-infrared dual frequency comb spectroscopy based on fiber lasers for the detection of methane in ambient air. *Laser Physics Letters*, Vol. 12 (9), 095701. <https://doi.org/10.1088/1612-2011/12/9/095701>