

## **Morbilità e mortalità delle persone che vivono vicino alle discariche di rifiuti urbani: uno studio di gruppo su multisito**

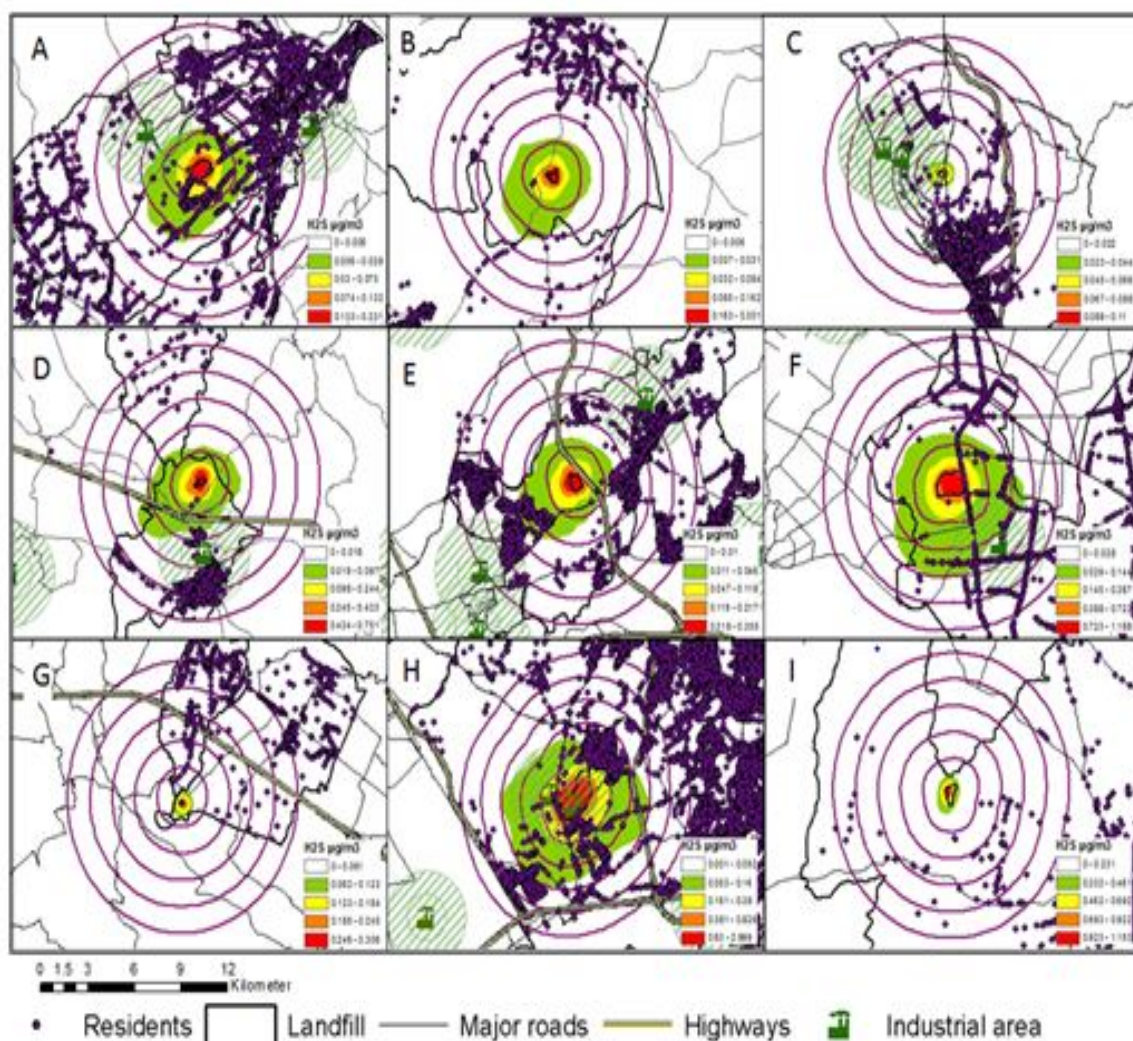
N.D.R.

Fonte: [OK SALUTE del 9.6.2016](#)

(omissis...

*Hanno così scoperto che vivere a meno di 5 chilometri da una discarica **aumenta il rischio di cancro ai polmoni del 34%**, mentre il rischio di ricovero in ospedale per malattie respiratorie sale del 5%. I più colpiti, neanche a dirlo, sono ovviamente i **bambini**)*

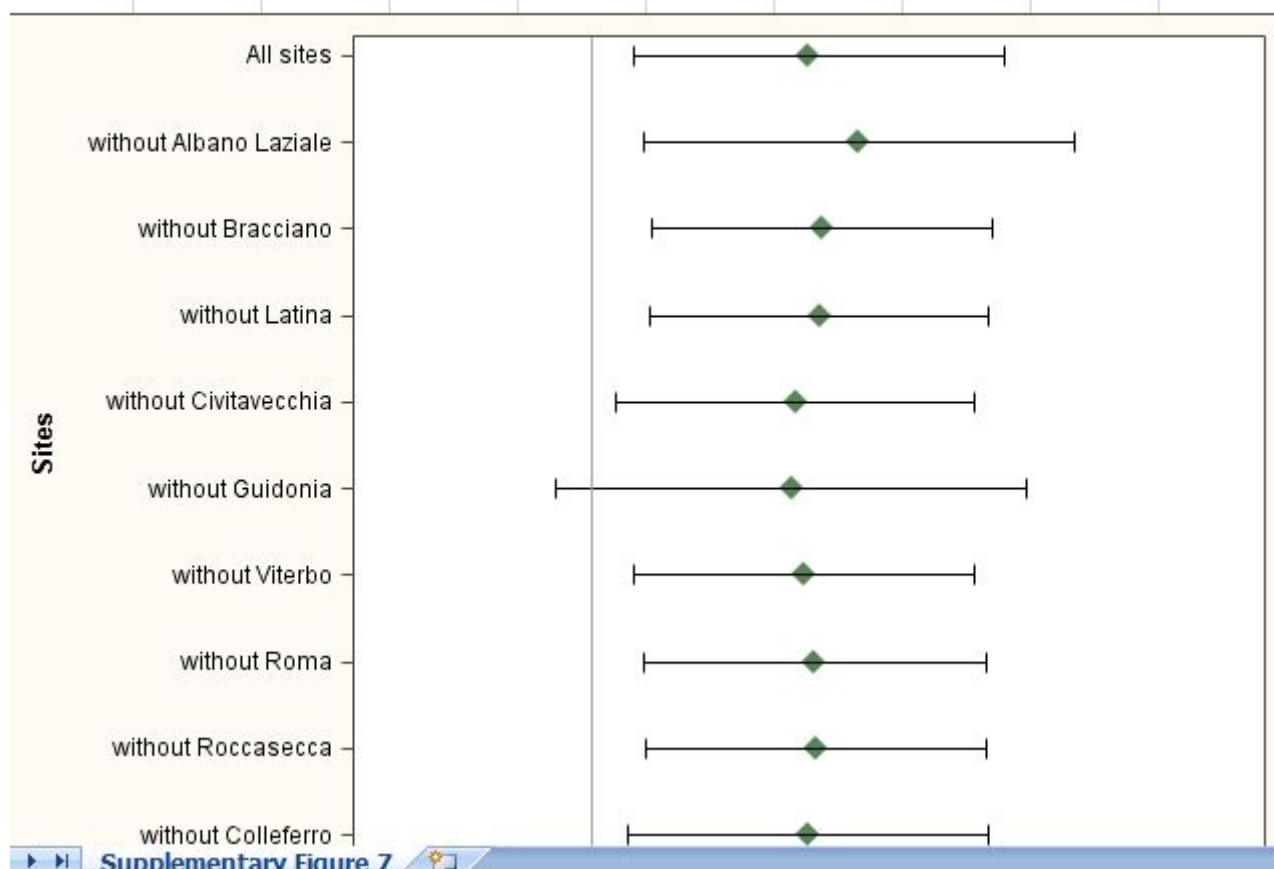
Supplementary Figure 2. Study areas, location of residents, distance from landfills (0-5 Km) and H<sub>2</sub>S concentration levels ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). (A. Albano, B. Bracciano, C. Civitavecchia, D. Colleferro, E. Guidonia, F. Latina, G. Roccasecca, H. Roma, I. Viterbo)



**Supplementary Table 1. Characteristics of the nine landfills: size of the plant, year of activation, number of people residing within 5 Km from the site, percentage of most exposed people and additional environmental pressure factors**

Landfill site	Surface area (m <sup>2</sup> )	Year of activation	Cohort members (242,409)	Percentage (%) exposed to H <sub>2</sub> S levels above the median	Additional environmental pressure factors
Albano Laziale	512.716	1980	52.438	39	
Bracciano	151.804	1984	3.954	8	
Latina	978.594	1991	5.677	100	
Civitavecchia	71.797	1960	52.150	1	
Guidonia	231.396	1991	80.319	61	
Viterbo	220.952	2000	798	88	Arsenic drinking water
Roma	1.791.195	1987	15.096	100	Refinery plant
Roccasecca	40.057	2002	2.610	22	
Colleferro	82.673	1977	29.367	98	

**Supplementary Figure 7. Associations between Hydrogen Sulfide (H<sub>2</sub>S, linear term) and lung cancer mortality**



## Esposizioni ambientali e cancro

# Morbilità e mortalità delle persone che vivono vicino alle discariche dei rifiuti urbani: uno studio di gruppo su multisito

Francesca Mataloni, 1 \* Chiara Badaloni, 1 Martina Nicole Golini, 1 Andrea

Bolignano, 2 Simone Bucci, 1 Roberto Sozzi, 2 Francesco Forastiere, 1

Marina Davoli 1 e Carla Ancona 1

1 Dipartimento di Epidemiologia, Servizio Sanitario Regionale Lazio, Roma, Italia e 2 Lazio Ambiente

Agenzia di Protezione, Roma, Italia

\*Autore corrispondente. Dipartimento di Epidemiologia, Servizio Sanitario Regionale Lazio, Via Cristoforo Colombo, 112. 00147

Accettato il 27 gennaio 2016

<https://academic.oup.com/ije/article/45/3/806/2572780?searchresult=1>

<https://academic.oup.com/ije/article/45/3/806/2572780>

**Fonte:** *International Journal of Epidemiology*

International Journal of Epidemiology, 2016, Vol. 45, No. 3 815

Downloaded from <https://academic.oup.com/ije/article/45/3/806/2572780> by guest on 27 October 2021

## Astratto

**Contesto:** l'evidenza sugli effetti sulla salute legati al risiedere vicino alle discariche è controversa. Nel Lazio sono attive nove discariche per rifiuti urbani (Centro Italia) da diversi decenni. Abbiamo valutato i potenziali effetti sulla salute associati con contaminazione da discariche, utilizzando la concentrazione stimata di solfuro di idrogeno (H<sub>2</sub>S) come esposizione.

**Metodi:** È stato coinvolto un gruppo di residenti entro 5 km dalle discariche (soggetti residenti al 1 gennaio 1996 e quelli che si sono successivamente trasferiti nelle zone fino al 2008) e a seguire il gruppo ridotto per mortalità e ricoveri fino al 31 dicembre 2012. La valutazione dell'area delle esposizioni alla discarica (H<sub>2</sub>S come tracciante) è stata eseguita per ogni soggetto al momento del coinvolgimento, utilizzando il Modello di dispersione di Lagrange. Erano disponibili informazioni su diversi fattori (genere, età, posizione socioeconomica, concentrazione di PM<sub>10</sub> all'aperto e distanza di strade e industrie). È stata eseguita un'analisi di regressione di Cox [Hazard Ratio (HRs), 95% intervalli di affidamento (IC confidence interval)].

**Risultati:** il gruppo comprendeva 242.409 individui. L'esposizione a H<sub>2</sub>S è stata associata a mortalità per cancro del polmone e malattie respiratorie (es. FC per incremento di 1ng/m<sup>3</sup> H<sub>2</sub>S: 1,10, 95% CI 1,02-1,19; HR 1,09, IC 95% 1,00-1,19, rispettivamente). C'erano anche associazioni tra H<sub>2</sub>S e ospedalizzazione per malattie respiratorie (HR 1,02, 95% CI 1,00-1,03), in particolare infezioni respiratorie acute tra i bambini (0-14 anni) (HR 1,06, IC 95% 1,02-1,11).

**Conclusioni:** l'esposizione a H<sub>2</sub>S, un tracciante di contaminazione aerotrasportata dalle discariche, è stata associata alla mortalità per cancro del polmone, nonché alla mortalità e morbidità per malattie respiratorie. Il legame con le malattie respiratorie è plausibile e coerente con i precedenti studi, mentre l'associazione con il cancro del polmone merita altri approfondimenti."



Parole chiave: rifiuti, discariche, studio di coorte residenziale

V C L'autore 2016. Pubblicato da Oxford University Press per conto dell'International Epidemiological Association.

Questo è un articolo ad accesso aperto distribuito secondo i termini della licenza Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivs (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>), che consente la riproduzione e la distribuzione non commerciale dell'opera, con qualsiasi mezzo, a condizione che l'opera originale non sia alterata o trasformata in alcun modo, e che l'opera debitamente citata. Per il riutilizzo commerciale, contattare [journals.permissions@oup.com](mailto:journals.permissions@oup.com)

Rivista internazionale di epidemiologia, 2016, 806-815 doi: 10.1093/ije/dyw052

Data di pubblicazione dell'accesso anticipato: 24 maggio 2016

Articolo originale

### Messaggi chiave

- Le prove sulla salute delle persone che vivono vicino alle discariche sono ancora controverse; la maggior parte degli studi pubblicati sono caratterizzati da scarsa valutazione dell'esposizione, utilizzo di dati sanitari a livello aggregato e limitate possibilità di aggiustamento per lo status socioeconomico.
- Abbiamo valutato il potenziale effetto sulla salute di vivere vicino a nove discariche (Regione Lazio, Italia), utilizzando un appartamento di approccio di gruppo residenziale e un modello di dispersione per la valutazione dell'esposizione.
- L'esposizione alle discariche è stata associata alla mortalità per cancro ai polmoni e malattie respiratorie e all'ospedalizzazione per le malattie respiratorie, sia negli adulti che nei bambini.

### Introduzione

Le persone che vivono vicino alle discariche dei rifiuti solidi urbani (RSU) potrebbero essere esposti agli inquinanti atmosferici emessi da piante (gas di discarica contenente metano, anidride carbonica, idrogeno solfuro e altri contaminanti, inclusi i volatili organici composti, particolato e bioaerosoli) o per contaminazione di terra e acqua sorgiva. I possibili effetti sulla salute legati alla residenza vicino a questi siti sono stati valutati in diversi documenti originali e valutati in revisioni sistematiche. Eccesso di mortalità per alcune sedi tumorali (es. fegato, pancreas, rene, laringe) e linfoma non Hodgkin in alcuni studi, 1-3 ma i risultati non sono stati confermati in altre indagini. 4-6 Inoltre, alcuni studi hanno indicato un aumento dei sintomi respiratori tra i residenti vicino agli impianti di rifiuti biodegradabili.<sup>12</sup> Nel 2009, Porta e al.<sup>10</sup> ha concluso che la prova di un'associazione tra vivere vicino a una discarica e gli effetti negativi sulla salute è inconcludente. La maggior parte degli studi pubblicati presenta problemi metodologici, compresa la valutazione della scarsa esposizione basata solo sulla distanza dalla fonte, utilizzo dei dati sanitari a livello aggregato e limitata possibilità di adeguamento allo status socioeconomico. La qualità degli studi epidemiologici e le informazioni delle conoscenze scientifiche sul problema sarebbero migliorate utilizzando un approccio di gruppo di residenti <sup>13</sup>, applicando modelli di dispersione che fornissero una migliore valutazione dell'esposizione. <sup>14</sup> Questo studio mirava a valutare l'associazione tra stima dell'**esposizione combinata al solfuro di idrogeno (H<sub>2</sub>S, prodotto da decomposizione aerobica di materia organica contenente zolfo in discarica) e mortalità** e morbidità di un gruppo di residenti che vivono entro 5 km dalle nove discariche di RSU della Regione Lazio (Centro Italia, circa 5 milioni di abitanti di cui la città di Roma).

**Lo studio faceva parte di un progetto più ampio sulle caratteristiche del trattamento degli impianti rifiuti solidi urbani, le loro emissioni e i potenziali effetti sulla salute nel Lazio ( [www.eraslazio.it](http://www.eraslazio.it) ).**

## Metodi

### Aree di studio

Nove discariche di rifiuti solidi urbani sono state attive in Lazio da diversi decenni. Solo negli ultimi due decenni erano dotati di contenimento (compreso raccolta e trattamento di percolato, costruzione di tappi di discarica e raccolta e trattamento dei gas di discarica). La caratteristica principale delle discariche (insieme ad altri potenzialmente rilevanti fattori ambientali favorevoli nelle aree, ad es. la contaminazione d'arsenico) [14](#) sono descritti nella [tabella supplementare 1](#), le Caratteristiche della discarica nella [figura supplementare 2](#), le Aree di studio, (disponibili come [dati supplementari](#) presso IJE online).

L'area di studio è stata definita per ogni discarica come un raggio di 5 km dal confine delle discariche valutate utilizzando il Software GIS e carte tecniche regionali con scala di 1:5000. Il Sistema Geodetico Mondiale del 1984, con la Zona di Mercatore trasversale universale 33Proiezione nord (WGS84\_UTM33N) era il riferimento per le coordinate dell'area geografica.

### Valutazione dell'esposizione

L' H<sub>2</sub>S è stato considerato una misura surrogata di tutti i contaminanti emessi dalle discariche e le concentrazioni aerodisperse sono state previste utilizzando un "modello di dispersione". Un Modello di dispersione, come quello che abbiamo usato qui, è stato recentemente utilizzato per valutare gli effetti sulla salute dei processi di gestione dei rifiuti 15-17: abbiamo seguito un processo in tre passaggi. In primo luogo, le emissioni annuali di H<sub>2</sub>S da ciascun settore delle discariche sono state stimate utilizzando un modello Landfill Gas Emissions [18](#)

Utilizzo di più variabili (le date di inizio e di fine operazioni per ogni settore delle discariche, la capacità e il tasso di accettazione dei rifiuti), i tassi di emissione annuali per H<sub>2</sub>S sono stati calcolati mediante una decomposizione dell'equazione di primo ordine del tasso di posizione:

$$Q_{H_2S} = \sum_{t=1}^n \sum_{j=0.1}^1 KL_0 \left( \frac{M_t}{10} \right) e^{-kt_{ij}}$$

dove:

Q H<sub>2</sub>S= tasso di emissione annuo (m<sup>3</sup> /anno)

T= età dellaesima sezione della discarica

L= incremento temporale di 1 anno

n = ¼ (anno di calcolo) – (anno iniziale di accettazione rifiuti)

j= 0.1 tempo d' incremento annuo

K = solfuro d'idrogeno generation rate (year-1)

Lo= potenziale generazione di capacità del solfuro di idrogeno (m<sup>3</sup>/Mg)

Mt = massa di rifiuti accettata fino a riempimento di t (in Mg)

Tij = età dei rifiuti accettati fino a riempimento di iesimo in un anno (Mt) nella sezione j

Mg=Megagram.

Abbiamo utilizzato i parametri di default dell'inventario derivati dalla Compilazione della US Environmental Protection Agency (EPA) dei fattori di emissione di inquinanti atmosferici [19](#) per definire il tasso di generazione dell'idrogeno solforato (K) e la potenziale capacità di generazione dell' idrogeno solforato (L o ), e Mt e tij sono stati definiti dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente del Lazio (EPA) utilizzando dati locali.

In secondo luogo, il software EMMA è stato utilizzato per la modulazione temporale e spaziale dell'emissione stimata. EMMA approssima normalmente la forma delle discariche griglia con una risoluzione di 125 mx 125 m.<sup>20</sup> Infine, noi abbiamo utilizzato un modello particellare di lagrange (SPRAY ver.5, ARIANET Srl, Italia) per simulare le concentrazioni di H<sub>2</sub>S intorno alle discariche e per produrre mappe della concentrazione media annuale di età intorno ai siti; Il 2008 è stato scelto come l'anno di riferimento per tutti i siti. I dati meteorologici sono stati ricavati da misurazioni regionali effettuate dal Lazio EPA nel 2005 (quell'anno è considerato rappresentativo delle condizioni meteorologiche della zona) e utilizzati con dati RAMS.<sup>21</sup> Il modello lagrangiano simula il trasporto, la dispersione e la deposizione degli inquinanti emessi utilizzando l'orografia, i dati meteorologici, la turbolenza e la distribuzione spaziale oraria (orizzontale e verticale) delle emissioni, in base alle caratteristiche della singola sorgente e sui flussi di massa. Il modello segue abbastanza il percorso di particelle fittizie nella turbolenza con flusso voluminoso, ed è in grado di tenere conto di complesse situazioni, come la presenza di ostacoli, cicli di brezza, forti disomogeneità meteorologiche e non stazionarie, condizioni di vento calmo.

Ad ogni soggetto del gruppo (vedi sotto) è stato assegnato un Valore di esposizione H<sub>2</sub>S corrispondente alla stima annuale del valore medio dal modello di dispersione alla linea di base. In altre parole, nessuna variazione dell'esposizione nel tempo è stata considerata e ogni persona è rimasta alla stessa esposizione di livello durante tutto il periodo di studio.

#### **Iscrizione del gruppo e procedure di follow-up**

Tutti i residenti che vivono entro 5 km dai confini del territorio al 1 gennaio 1996, o coloro che si sono poi trasferiti nell'area fino al 31 dicembre 2008 sono stati iscritti; sono stati utilizzati set di dati di 16 comuni. Lo stato vitale è stato valutato utilizzando i registri locali fino al 31 dicembre 2012. Considerati soggetti a rischio fino a quando non sono morti o se ne sono andati dal Comune.

#### **Risultati sulla salute**

Abbiamo analizzato la mortalità naturale e causa specifica e i ricoveri ospedalieri per malattie cardiorespiratorie. E' stata recuperata la falsa causa di morte per i soggetti deceduti dall'Anagrafe Regionale delle Cause di Morte, e i ricoveri ospedalieri sono stati ottenuti dall'Ospedale Regionale Sistema Informativo che raccoglie informazioni relative a tutti i ricoveri ospedalieri che si verificano ogni anno in pubblico e ospedali privati. Cause di morte e diagnosi di ricovero sono stati codificati secondo la revisione ICD 9. Per ogni soggetto, solo la diagnosi principale che è stata il motivo per il ricovero è stata utilizzata e l'evento (es. insuccesso nel modello di Cox) è stato definito al tempo del primo ricovero per una causa specifica avvenuta nel periodo di studio. Ricoveri ospedalieri respiratori per bambini (residenti sotto i 14 anni) sono stati anche analizzati.

#### **Covariabili**

Abbiamo considerato per ogni materia un'area socio-economica indice di posizione nominale (SEP), basato su diverse caratteristiche a livello di tratto di censimento (circa 400 abitanti) come il livello di istruzione, occupazione, condizioni abitative, famiglia dimensione e paese di origine, classificati in cinque livelli (alto, medio-alto, medio, medio-basso, basso).<sup>22</sup> Modellato il fuori porta delle Concentrazioni PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) da emissioni primarie, sono stati assegnati agli indirizzi di residenza del gruppo partecipanti come misura della qualità dell'aria di fondo.<sup>23</sup> Il modello di dispersione si basava sull'integrazione tra il sistema meteorologico Regionale Atmospheric Modeling Sistem<sup>21</sup> e il modello regionale euleriano di qualità dell'aria flessibile (FATTORIA, ARIANET Srl, Italia). Come indicatore aggiuntivo dell'esposizione a lungo

termine all'inquinamento atmosferico dovuto al traffico a indirizzo di riferimento, abbiamo utilizzato la Functional Road Class (FRC) (incluso nella rete stradale TeleAtlasMultiNet) per classificare il tipo di strada: autostrada (FRC  $\frac{1}{4}$  0) e grande viabilità fic strade (FRC  $\frac{1}{4}$  1–5). Presenza di un impianto industriale è stato considerato anche il buffer di 2 km dalla residenza. Le informazioni sui fattori di stile di vita individuali non erano a disposizione.

### Analisi statistica

L'associazione tra esposizione H<sub>2</sub>S della discarica e mortalità nonché ricoveri ospedalieri è stata valutata utilizzando il metodo Cox con modelli di regressione dei rischi parziali [rapporto di rischio (HR), Intervalli di confidenza al 95% (IC)], con l'età come sottostante variabile di tempo.

Per la mortalità abbiamo definito un periodo di latenza di 5 anni; quindi abbiamo considerato tutti i partecipanti al gruppo che erano residenti della zona il 1 gennaio 1996 (e ha iniziato la follow-up il 1° gennaio 2001) e quelli che successivamente si erano trasferiti nell'area fino al 31 dicembre 2003 (a partire dal follow-up 5 anni dopo l'iscrizione). Nessuna latenza era consentita per le analisi dei ricoveri cardiorespiratori. Noi abbiamo prima ha confrontato la mortalità e il rischio di ospedalizzazione di residenti secondo quartili della distribuzione H<sub>2</sub>S. Noi abbiamo quindi considerato H<sub>2</sub>S come una variabile continua, utilizzando il valore dell'esposizione media annua presso la residenza. Un lineare come la socializzazione è stata stimata per incrementi pari a 1 ng/m<sup>3</sup> di H<sub>2</sub>S. **Abbiamo considerato come potenziali fattori di confondimento socioeconomico Posizione (SEP), PM<sub>10</sub> concentrazioni di fondo, residenza entro 150 m dalle strade principali, 500 m dall'autostrada e nel raggio di 1 o 2 km da stabilimenti industriali.** Con l'exconcezione di PM<sub>10</sub>, che era una variabile continua, altre covariate sono state considerate nel modello come categoria variabili. Inoltre, sono state eseguite le analisi di stratificazione dell'analisi di Cox per discariche, da tenere in conto i possibili diversi tassi di fondo nelle varie nostre aree territoriali, per genere e per periodo solare (1996–2000, 2001–04, 2005–08, 2009–12), da tenere in considerazione di possibili cambiamenti legati al tempo nei tassi di fondo di mortalità e ricovero. Gli strumenti diagnostici sono stati utilizzati per verificare l'ipotesi di rischio proporzionale per tutte le categorie covariate. Se qualsiasi variabile di modello del singolo gruppo violavano questa ipotesi, le stime degli effetti sono state confrontato con un'analisi di Cox stratificata per quella covariata. SAS (Istituto SAS, NC) e STATA ver. 12 (StataCorp, TX) software sono stati utilizzati per le analisi statistiche.

### Risultati

Un totale di 242 409 individui sono stati arruolati nel gruppo dal 1996 al 2008 (50,4% femmine), e concentrazioni di H<sub>2</sub>S sono state stimate per ciascuno di essi al momento dell'inserimento. I livelli medi annuali di esposizione all'H<sub>2</sub>S della popolazione era piuttosto bassa, 6,3 ng/m<sup>3</sup> [deviazione standard (DS) 22,5]; come previsto però, le persone che vivono vicino alle più grandi discariche (Latina e Roma) avevano livelli di esposizione ad H<sub>2</sub>S più elevati [media = 32,7 ng/m<sup>3</sup> (DS 76,3) e media = 45,8 ng/m<sup>3</sup> (SD 59), rispettivamente].

Le principali caratteristiche del gruppo di studio secondo alle concentrazioni di H<sub>2</sub>S (diviso per quartili di esposizione) sono descritte nella [tabella 1](#). La distribuzione di genere, età e lo stato vitale era piuttosto simile in tutte le categorie di esposizione, tuttavia, le persone che vivono in aree con maggiore concentrazione di H<sub>2</sub>S avevano maggiori probabilità di essere di SEP inferiore rispetto alle persone che vivono in aree a minore esposizione alle concentrazioni di fondo PM<sub>10</sub> erano più alti nel più gruppo esposto rispetto a quelli a categoria di bassa esposizione.



**Le persone nella categoria di esposizione più elevata tendevano a abitare più lontano dalle strade ad alto traffico (500 m) ma più vicino a autostrade e stabilimenti industriali (0–1 km). C'era una buona correlazione tra distanza dalla discarica e esposizione al H<sub>2</sub>S.**

**Alla fine del follow-up ci sono stati 18.609 decessi (7,7%) e per 40.740 soggetti (16,8%) il follow-up è terminato al momento dell'allontanamento dal comune di residenza.**

[La tabella 2](#) mostra l'associazione tra la concentrazione di H<sub>2</sub>S e la causa specifica di mortalità; le stime degli effetti sono fornite per la distribuzione in quartile di H<sub>2</sub>S (25–50, 50–75 e > 75 percentile della distribuzione vs < 25 percentile) e per un aumento lineare di H<sub>2</sub>S pari a 1 ng/m<sup>3</sup>.

C'erano associazioni tra l'esposizione a H<sub>2</sub>S e il cancro del polmone (HR 1,34, 95% CI 1,06–1,71) e malattie respiratorie (HR 1,30, 95% CI 0,99–1,70) quando si confrontano i residenti nelle aree con concentrazioni di H<sub>2</sub>S maggiori di 75 percentili rispetto al gruppo di riferimento. Questi risultati sono stati confermati quando abbiamo considerato l'esposizione a H<sub>2</sub>S come lineare (HR 1,10, 95% CI 1,02–1,19 per il cancro del polmone e HR 1,09, 95% CI 1,00–1,19 per problemi respiratori). Non sono state rilevate altre associazioni.

[La tabella 3](#) mostra i risultati per le ammissioni ospedaliere cardiorespiratorie. Non è stata rilevata alcuna associazione per grandi malattie cardiovascolari.

C'era un'associazione tra il più alto quartile di esposizione a H<sub>2</sub>S e i ricoveri per malattie respiratorie (HR 1,05, 95% CI 0,99–1,11) anche quando considerando l'esposizione a H<sub>2</sub>S come lineare (HR 1,02, 95% CI 1,00–1,03). L'esposizione a H<sub>2</sub>S è stata collegata a disfunzioni respiratorie e ricoveri ospedalieri per infezioni respiratorie acute tra i bambini (per il quartile più alto, HR 1,11, 95% CI 1,01–1,22; HR 1,20, 95% CI 1,04–1,38, rispettivamente) quando abbiamo considerato l'esposizione ad H<sub>2</sub>S come un termine lineare nel modello. Abbiamo trovato un'associazione con l'ammissione pediatrica per l'asma ma con intervalli di correlazione più ampi. In analisi sia di mortalità che di ospedalizzazione, non abbiamo trovato la modifica dell'effetto per genere (dati non mostrati).

Per la particolarità del sito urbano a Roma ("Malagrotta") (dove una grande discarica, un inceneritore di rifiuti sanitari e una raffineria petrolchimica a pochi chilometri l'uno dall'altro<sup>3</sup>), abbiamo ripetuto le analisi escludendo i soggetti che abitano vicino al Discarica Malagrotta. Non ci sono stati cambiamenti importanti in i risultati (Vedi [Tabelle Supplementari 3](#) 'Mortalità esclusa discarica Malagrotta' e 4 'Esclusa morbidità Discarica Malagrotta', disponibile come [Dati integrativi](#) su IJE in linea). Abbiamo eseguito la stessa analisi di sensibilità escludendo ogni discarica al momento, e di nuovo i risultati erano simili (vedi [Figure supplementari 7](#) "Cancro del polmone" Mortalità a lungo termine', 8 'Mortalità respiratoria', 9 'Morbidità respiratoria' e 10 'Morbidità respiratoria nei bambini', a disposizione come [dati supplementari](#) su IJE online).

**Tabella 1. Caratteristiche descrittive individuali e ambientali dei membri del gruppo per esposizione all'idrogeno solforato (H2S)**

	Totale		livello esposizione H2S (ng/m3)							
			<25_ perc (<0.77)		25_–50_ perc (0.77–2.1)		50_–75_ perc (2.1–4.2)		>75_ perc (>4.2)	
	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%
Total	242 409	100	60 927	100.0	60 775	100	63 962	100	56 745	100
Gender										
Males	120 232	49.6	29 781	49.0	30 137	49.6	31 979	50.0	28 335	49.9
Females	122 177	50.4	31 146	51.0	30 638	50.4	31 983	50.0	28 410	50.1
Vital status										
Alive	183 060	75.5	48 306	79.3	45 948	75.6	44 673	69.8	44 133	77.8
Migrant	40 740	16.8	8 169	13.4	10 228	16.8	14 446	22.6	7 897	13.9
Dead	18 609	7.7	4 452	7.3	4 599	7.6	4 843	7.6	4 715	8.3
Age at recruitment (years)										
0–14	53 082	21.9	12 246	20.0	13 011	21.4	16 266	25.4	11 559	20.4
15–44	112 754	46.5	27 380	45.0	28 383	46.7	30 661	47.9	26 330	46.4
45–64	50 146	20.7	13 296	22.0	12 584	20.7	11 727	18.3	12 539	22.1
>65	26 427	10.9	8 005	13.0	6 797	11.2	5 308	8.3	6 317	11.1
Area-based socioeconomic position										
High	23 589	9.7	10 012	16.0	6 033	9.9	4 779	7.5	2 765	4.9
Middle-high	41 955	17.3	7 843	13.0	8 834	14.5	9 548	14.9	15 730	27.7
Medium	42 286	17.4	7 447	12.0	8 588	14.1	13 958	21.8	12 293	21.7
Middle-low	50 394	20.8	5 364	9.0	16 816	27.7	17 563	27.5	10 651	18.8
Low	62 157	25.6	22 806	37.0	15 206	25.0	11 906	18.6	12 239	21.6
Missing	22 028	9.1	7 455	12.0	5 298	8.7	6 208	9.7	3 067	5.4
Distance from major roads (metres)										
<= 150 m	114 698	47.3	31 842	52.0	25 876	42.6	34 506	53.9	22 474	39.6
> 150 m	127 711	52.7	29 085	48.0	34 899	57.4	29 456	46.1	34 271	60.4
Distance from highways (metres)										
<= 500 m	9 428	3.9	2 908	5.0	1 087	1.8	744	1.2	4 689	8.3
> 500 m	232 981	96.1	58 019	95.0	59 688	98.2	63 218	98.8	52 056	91.7
Distance from industrial plants (km)										
0–1 km	12 863	5.3	376	1.0	2 676	4.4	1 130	1.8	8 681	15.3
1–2 km	50 503	20.8	1 138	2.0	9 589	15.8	28 809	45.0	10 967	19.3
> 2 km	179 043	73.9	59 413	98.0	48 510	79.8	34 023	53.2	37 097	65.4
Distance from landfill (km)										
0–1 km	5 187	2.1	0	0.0	3	0.0	19	0.0	5 165	9.1
1–2 km	21 475	8.9	2	0.0	4 225	7.0	5 835	9.1	11 413	20.1
2–3 km	65 386	27.0	8 372	13.7	20 588	33.9	23 627	36.9	12 799	22.6
3–4 km	77 722	32.1	19 739	32.4	18 787	30.9	20 217	31.6	18 979	33.4
4–5 km	72 639	30.0	32 814	53.9	17 172	28.3	14 264	22.3	8 389	14.8

È stata eseguita un'analisi aggiuntiva utilizzando la distanza dalle discariche (0–2 km, 2-3 km vs 3–5 km), invece di concentrazione stimata di H<sub>2</sub>S, come variabile di esposizione.

Sebbene i risultati per la mortalità usando la distanza non fossero simili a quanto osservato utilizzando la concentrazione di H<sub>2</sub>S (vedi [tabella supplementare 5](#) "Mortalità per distanza", disponibile come [dati supplementari](#) su IJE online) i risultati per i ricoveri erano simili a quelli ottenuti utilizzando Concentrazioni di H<sub>2</sub>S (vedi [Tabella supplementare 6](#) 'Morbilità per distanza', disponibile come [Dati supplementari](#) all'IJE online).

La nostra ultima preoccupazione era che la migrazione al di fuori delle aree potrebbe falsare i risultati nel caso in cui la migrazione sia associata con l'esposizione e se i residenti con preesistenti malattie avevano maggiori probabilità di migrare. Abbiamo confrontato le caratteristiche delle persone che sono emigrate al di fuori dello studio aree (40 740 soggetti) con coloro che sono rimasti nelle aree fino alla fine del follow-up (201669 soggetti) Cfr. [Tabella Supplementare 11](#)

**Table 2.** Associations between hydrogen sulphide (H<sub>2</sub>S) in quartiles and continuous) and cause specific mortality: number of deaths (No.) hazard ratios (HR) and 95% confidence intervals (95% CI)

Cause of death (ICD-9-CM)	H <sub>2</sub> S concentrations																	
	<25 <sup>th</sup> percentile <sup>a</sup>				25 <sup>th</sup> –50 <sup>th</sup> percentile				50 <sup>th</sup> –75 <sup>th</sup> percentile				>75 <sup>th</sup> percentile				Linear trend	
	No.	No.	Crude HR	HR 95% CI	No.	No.	Crude HR	HR 95% CI	No.	No.	Crude HR	HR 95% CI	No.	No.	Crude HR	HR 95% CI	HR	95% CI
Natural causes (001–799)	3 701	3 946	0.98	1.01 (0.96–1.06)	4 254	1.00	1.02 (0.97–1.08)	4 104	0.96	0.98 (0.91–1.05)	1.00 (0.98–1.02)							
All cancers (140–239)	1 282	1 307	0.97	0.99 (0.91–1.08)	1 493	1.03	1.05 (0.95–1.16)	1 452	1.00	1.03 (0.91–1.16)	1.01 (0.98–1.05)							
Stomach (151)	75	88	1.03	0.98 (0.70–1.37)	108	1.27	1.23 (0.84–1.79)	105	1.00	0.88 (0.54–1.42)	1.00 (0.87–1.16)							
Colorectal (153–154,159)	154	170	0.99	1.00 (0.79–1.27)	176	0.96	0.97 (0.74–1.28)	159	0.93	0.91 (0.64–1.28)	0.97 (0.87–1.08)							
Liver (155–156)	102	89	0.86	0.83 (0.61–1.13)	106	0.89	0.77 (0.53–1.11)	89	0.74	0.76 (0.48–1.2)	0.90 (0.78–1.05)							
Pancreas (157)	68	64	0.92	0.93 (0.64–1.35)	69	0.92	0.95 (0.61–1.49)	72	0.69	0.73 (0.41–1.32)	0.93 (0.77–1.11)							
Larynx (161)	17	15	0.81	0.72 (0.33–1.56)	11	0.38	0.40 (0.14–1.14)	23	0.43	0.26 (0.07–0.95)	0.64 (0.43–0.97)							
Lung (162)	276	281	0.98	1.06 (0.89–1.27)	360	1.09	1.18 (0.97–1.45)	361	1.19	1.34 (1.06–1.71)	1.10 (1.02–1.19)							
Bladder (188)	54	48	0.88	0.89 (0.59–1.36)	56	1.22	1.33 (0.81–2.16)	50	1.01	0.94 (0.5–1.80)	1.03 (0.85–1.26)							
Kidney (189)	36	30	0.76	0.85 (0.51–1.43)	36	0.87	0.94 (0.52–1.70)	31	0.70	0.86 (0.41–1.83)	0.96 (0.75–1.22)							
Brain (191)	23	29	1.26	1.25 (0.70–2.26)	38	1.63	1.63 (0.84–3.17)	41	1.70	1.76 (0.81–3.81)	1.22 (0.95–1.56)							
Lymphatic and haematopoietic tissue (200–208)	108	115	1.03	1.16 (0.87–1.54)	106	0.94	0.96 (0.68–1.35)	102	1.06	1.12 (0.74–1.17)	1.02 (0.89–1.16)							
Cardiovascular diseases (390–459)	1 457	1 681	1.02	1.05 (0.97–1.13)	1 676	0.96	1.00 (0.91–1.09)	1 641	0.90	0.91 (0.81–1.02)	0.98 (0.94–1.01)							
Ischaemic heart diseases (410–414)	512	570	0.99	1.00 (0.88–1.14)	574	0.86	0.91 (0.78–1.06)	530	0.77	0.78 (0.64–0.95)	0.93 (0.87–0.99)							
Respiratory diseases (460–519)	256	244	0.88	0.92 (0.76–1.11)	279	1.15	1.13 (0.90–1.40)	264	1.30	1.30 (0.99–1.70)	1.09 (1.00–1.19)							
Digestive diseases (520–579)	158	163	0.93	0.97 (0.77–1.24)	218	1.06	1.09 (0.83–1.41)	186	0.94	0.97 (0.69–1.35)	1.01 (0.91–1.12)							
Urinary system diseases (580–599)	58	92	1.49	1.54 (1.08–2.21)	74	1.25	1.28 (0.83–1.97)	67	1.26	1.42 (0.84–2.40)	1.11 (0.94–1.30)							

<sup>a</sup>Reference category

'Confronto tra migranti e non migranti", disponibile come [Dati supplementari](#) presso IJE in linea). Abbiamo considerato genere, età, stato socioeconomico e esposizione al H<sub>2</sub>S come variabili fisse. Dal verificarsi di ricoveri ospedalieri prima della migrazione è una variabile tempo-dipendente, abbiamo confrontato i soggetti che migravano nel periodo 2004-12 (19 695 soggetti) con tutti i soggetti che non hanno migrato prima di tale periodo (189 560 soggetti), valutando i ricoveri cardiorespiratori nel 1998-2003. La migrazione era associata al genere maschile, più giovane età e minore esposizione a H<sub>2</sub>S; nessuna chiara differenza di migranti comparati a non migranti fu trovata per lo stato socioeconomico. In una regressione logistica multinomiale (dato non mostrato), non abbiamo riscontrato grandi differenze tra i due gruppi per le malattie respiratorie, mentre i migranti avevano meno probabilità rispetto ai non migranti di soffrire di due o più ricoveri per malattie cardiovascolari (OR, 0.74, 95% CI 0.57-0.95) prima della migrazione. Tutti questi risultati indicano che il bias dovuto alla maggiore suscettibilità di migranti è improbabile dato che i migranti sono meno esposti e tendono ad essere più sani dei non migranti.

**Table 3.** Associations between hydrogen sulphide (H<sub>2</sub>S, in quartiles and continuous) and cardiorespiratory morbidity: number of people hospitalized (No.), hazard ratios (HR) and 95% confidence intervals (95% CI)

Diagnosis (ICD-9-CM)	H <sub>2</sub> S concentrations																	
	<25 <sup>th</sup> percentile <sup>a</sup>				25 <sup>th</sup> -50 <sup>th</sup> percentile				50 <sup>th</sup> -75 <sup>th</sup> percentile				>75 <sup>th</sup> percentile				Linear trend	
	No.	No.	Crude HR	HR	95% CI	No.	Crude HR	HR	95% CI	No.	Crude HR	HR	95% CI	HR	95% CI			
<i>Total cohort</i>																		
Cardiovascular diseases (390-459)	6 666	6090	0.99	0.99	(0.95-1.03)	6 291	0.99	1.00	(0.96-1.04)	6 677	1.03	1.02	(0.97-1.07)	1.00	(0.99-1.02)			
Cardiac diseases (390-429)	3 991	3585	0.99	0.98	(0.93-1.03)	3 580	0.97	0.98	(0.92-1.04)	4 022	1.05	1.04	(0.97-1.11)	1.01	(0.98-1.03)			
Ischaemic heart diseases (410-414)	1 393	1347	1.03	1.02	(0.94-1.10)	1 288	0.94	0.94	(0.85-1.03)	1 426	1.01	0.99	(0.88-1.10)	0.99	(0.95-1.02)			
Cerebrovascular diseases (430-438)	1 635	1482	0.98	0.98	(0.91-1.06)	1 466	0.97	0.97	(0.89-1.06)	1 543	0.97	0.98	(0.88-1.10)	0.99	(0.96-1.03)			
Respiratory diseases (460-519)	4 372	4249	0.98	0.97	(0.92-1.01)	5 628	1.02	1.01	(0.96-1.06)	4 837	1.06	1.05	(0.99-1.11)	1.02	(1.00-1.03)			
Acute respiratory infections (460-466,480-487)	1 447	1441	1.00	0.96	(0.89-1.04)	1 721	1.00	0.97	(0.89-1.05)	1 509	1.09	1.07	(0.97-1.18)	1.02	(0.98-1.05)			
COPD (490-492,494,496)	654	592	0.96	0.94	(0.84-1.06)	535	0.92	0.90	(0.78-1.04)	577	1.09	1.06	(0.90-1.25)	1.00	(0.95-1.05)			
Asthma (493)	332	355	1.01	1.00	(0.86-1.17)	594	1.16	1.17	(0.99-1.38)	365	1.11	1.09	(0.90-1.33)	1.04	(0.98-1.11)			
<i>Children 0-14 years old</i>																		
Respiratory diseases (460-519)	1 457	1522	1.00	0.99	(0.92-1.07)	2 420	1.07	1.08	(0.99-1.17)	1 499	1.10	1.11	(1.01-1.22)	1.04	(1.01-1.07)			
Acute respiratory infections (460-466,480-487)	573	669	1.10	1.02	(0.91-1.15)	925	1.15	1.10	(0.97-1.25)	617	1.25	1.20	(1.04-1.38)	1.06	(1.02-1.11)			
Asthma (493)	257	267	0.98	0.99	(0.83-1.19)	506	1.23	1.29	(1.06-1.55)	276	1.11	1.13	(0.91-1.41)	1.07	(0.99-1.14)			

<sup>a</sup>Reference category



## Discussione

Abbiamo trovato un'associazione positiva tra l'esposizione a solfuro di idrogeno (H<sub>2</sub>S), che abbiamo usato come surrogato per tutti gli inquinanti co-emessi dalle discariche, e mortali per il cancro del polmone e le malattie respiratorie, nonché per ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie, soprattutto nei bambini. Precedenti studi hanno indagato l'associazione tra residenza vicino a discariche e incidenza del cancro o causa di specifica mortalità, con risultati contrastanti. Un gruppo canadese di studio ha confrontato l'incidenza del cancro nei maschi che vivono vicino a una discarica con quella dei residenti di zone più lontane.[1](#)

La distanza dalla discarica è stata assegnata a ciascuna persona in base all'indirizzo di residenza al momento della diagnosi. Rischi in eccesso per i Linfoma di Hodgkin e tumori del fegato, del pancreas e dei reni sono stati trovati in residenti di sesso maschile vicino al sito Malagrotta (Roma) residenti che abitavano nei pressi (in un'area di circa 2 km<sup>2</sup>) della grande discarica di rifiuti solidi urbani, un inceneritore e a raffineria petrolchimica ha mostrato l'associazione tra le discariche e al cancro della laringe. [2](#) Un resoconto più recente di studio di gruppo dentale della stessa area ha rilevato che l'esposizione all'H<sub>2</sub>S della discarica era correlata a un rischio più elevato di mortalità da cancro della laringe e della vescica nelle donne, come ricoveri per malattie cardiorespiratorie.[3](#) Jarup et al. Ha confrontato l'incidenza del cancro (vescica, cervello e tumori epatobiliari e leucemie) nella popolazione residente entro 2 km da 9565 discariche nel Regno Unito con tassi di cancro di coloro che abitavano a più di 2 km di distanza. [4](#) Nonostante il grande potere statistico, lo studio non ha mostrato un rischio di cancro eccessivo legato alla vicinanza alle discariche. Un ecologico studio ha confrontato la mortalità, i ricoveri ospedalieri e la riproduzione salute duttiva di una popolazione che vive nei pressi di una discarica in Galles con un'altra popolazione abbinata per stato socioeconomico.[5](#) Nessuna differenza è stata trovata tra le due popolazioni

Uno studio in Brasile ha valutato l'associazione tra residenza vicino a discariche di rifiuti solidi e morte per cancro. [6](#) Le aree esposte sono state definite utilizzando un raggio di 2 km da circa 15 siti. I rapporti di mortalità standardizzati erano analizzati in modelli spaziali bayesiani. I risultati non hanno indicato ogni eccesso di rischio per le persone vicine alle discariche. Alcuni elevati rischi di cancro alla vescica e al fegato e causa di morte sono state riscontrate malformazioni congenite, anche se non lo hanno fatto hanno rilevanza statistica.

I risultati che abbiamo trovato per quanto riguarda le malattie respiratorie sono coerenti con altri che suggeriscono una relazione tra vivere vicino alle aree di discarica e danni al sistema delle vie respiratorie, [24](#), [25](#) come evidenziato in una recente revisione sistematica.[26](#)

È stata documentata la comparsa di sintomi respiratori tra i residenti che vivono vicino ai siti di rifiuti [12](#) ed è stato collegato all'esposizione per inalazione a endotossine, microrganismi e aerosol provenienti dalla raccolta dei rifiuti e dal conferimento in discarica. [27](#)

Esposizione professionale a polvere organica, materiale particolato di origine microbica, vegetale o animale, è stata associata con un aumentato rischio di cancro ai polmoni in un pool di studi caso-controllo analitici.[25](#)

Mortalità elevata per cancro del polmone è stata riscontrata tra i residenti di sesso maschile di nazionalità italiana in Siti contaminati prioritari con discariche di rifiuti industriali o discariche abusive [29](#) e tra i residenti che vivono vicino agli inceneritori e discariche di rifiuti pericolosi in Spagna, [30](#) ma l'evidenza complessiva che è associata al risiedere vicino alle discariche con un aumentato rischio di cancro ai polmoni è ancora inadeguato.[10](#)

Questo studio ha cercato di superare alcuni dei limiti degli studi precedentemente condotti, che includevano problemi di disegno dello studio, valutazione dell'esposizione e confusione ns.[11](#) Abbiamo utilizzato un approccio di gruppo residenziale per fornire una stima più dettagliata della popolazione a rischio. A ogni soggetto nel gruppo a cui abbiamo assegnato un valore d'esposizione H 2 S (corrispondente alla concentrazione stimata di H 2 S a l'indirizzo di base). Non era possibile considerare indici di esposizione media o cumulativa in base alle diverse residenze, perché avevamo solo pochi dati comunali-base e fornite informazioni sui cambi di residenza durante il seguito dell'esperimento. Per questo motivo, l'esposizione individuale riflette la residenza all'inizio del follow-up.

Precedenti studi hanno considerato la distanza dalle discariche come proxy di esposizione.[4](#), [7](#), [9](#) La distanza dalla sorgente è facile da capire perché presuppone che le persone che vivono vicino alle discariche siano più esposte delle persone che vivono più lontano.

Abbiamo usato concentrazioni di H 2 S modellate come esposizione misura dei gas di discarica, partendo dal presupposto che l'inquinamento delle discariche non si diffonde uniformemente intorno al sito ma dipende dalla quantità di rifiuti in ingresso, dai venti prevalenti e l'orografia della zona.[31](#)

I risultati per i ricoveri sono stati confermati quando abbiamo usato la distanza dalla sorgente come variabile di esposizione invece di concentrazioni di H 2 S modellate. Ci sono, tuttavia, aspetti generali nel processo di valutazione dell'esposizione che abbiamo utilizzato che dovrebbe essere considerato. Sono stati presi i tassi di generazione di H 2 S dal materiale pubblicato dall'EPA e dal limite di accettazione dei rifiuti i tassi di accettazione della città e dei rifiuti derivavano da valori legali autorizzati. È probabile, quindi, che i dati sulle emissioni assolute erano più accurati per il recente periodo e meno certo per il passato. D'altra parte, abbiamo utilizzato la forma delle concentrazioni di H 2 S sul terreno per classificare i soggetti come più o meno esposti, e questa forma è più importante dell'esatto valore assoluto. Naturalmente, la principale limitazione della nostra valutazione dell'esposizione è legata alla mancanza di uno studio di validazione con misurazioni in situ. Tuttavia, SPRAY è un consolidato modello che è stato convalidato utilizzando una validazione 'convenzionale' da quadro normativo, [31](#) e le sue prestazioni ed efficienza sono stati valutati e validati in molteplici condizioni realizzazioni con diversa orografia, dimensione del dominio, numero di celle della griglia nel dominio, condizioni meteorologiche e tipi di emissione. 32–34 Il modello è già stato utilizzato in altri luoghi per studiare gli effetti sulla salute della gestione dei rifiuti. [3](#), [17](#) Un altro aspetto preoccupante è l'uso di parametri logici che influenzano notevolmente la dispersione degli inquinanti. Abbiamo considerato l'anno 2005 come rappresentativo delle condizioni meteorologiche dell'area di studio perché non c'erano particolari anomalie meteorologiche in questo anno. Esecuzione del modello di dispersione con meteorologico i dati relativi a anni diversi potrebbero modificare l'impronta delle discariche solo in presenza di condizioni meteorologiche estreme che influenzano fortemente la media annuale. A nostro avviso, la differenza tra gli anni è generalmente minima e l'incertezza associata all'uso di specifiche meteorologiche rende i dati trascurabili.

I nostri risultati sono stati aggiustati per diversi fattori di confondimento: età, posizione socioeconomica e variabili legate all'ambiente contesto mentale (vicinanza a strade ad alto traffico, vicinanza a siti industriali, qualità dell'aria) che potrebbero saggiamente distorcere l'associazione di studio. In particolare, l'alto livello di PM 10 (> 90 percentile della distribuzione vs < 50 percentile) è stato associato nel nostro modello a malattie cardiovascolari e ospedalizzazioni respiratorie (HR 1,08, 95% CI 1,01– 1,16 e HR 1,03, IC 95% 0,96– 1,12 rispettivamente).

Tuttavia, non erano disponibili dati sulle abitudini personali dei soggetti, che avrebbero potuto avere un ruolo nelle malattie indagate, in particolare il fumo di sigaretta ma anche l'uso di alcol, l'attività fisica e l'obesità. La raccolta di queste informazioni, attraverso interviste telefoniche o visite domiciliari, sarebbe stata proibitiva per una corte così numerosa, e la mancanza di queste informazioni potrebbe aver distorto i risultati, causa di confusione non controllata nell'analisi.

Va notato, tuttavia, che molte abitudini personali sono legate alla posizione socioeconomica. È quindi ragionevole supporre che l'analisi che ha corretto per l'indice socioeconomico ha preso in considerazione anche altre variabili comuni, compreso il fumo. Inoltre, l'eccesso di ricadute per malattie respiratorie sono state trovate anche in bambini e nessun eccesso di mortalità/morbilità per malattie cardiovascolari (indicative della maggior parte della vita non misurata sono fattori di stile compreso il fumo) è stato riscontrato, nonostante il maggiore potere statistico rispetto alle malattie respiratorie.

Pertanto, sebbene il residuo non possa essere escluso, è improbabile che la relazione osservata sia tra l'esposizione a H2S e i disturbi respiratori potrebbero essere interamente a causa di abitudini di fumo non misurate e altro fattori.

**In conclusione, abbiamo trovato associazioni tra H2S espressione di discariche e mortalità per cancro ai polmoni come così come mortalità e morbilità per malattie respiratorie.**

Il legame con le malattie respiratorie è stato osservato in altri studi ed è potenzialmente correlato a gas irritanti e altri contaminanti organici. **L'eccesso di cancro ai polmoni è una scoperta relativamente nuova.**

Dati supplementari

[I dati supplementari](#) sono disponibili su IJE online.

#### **Finanziamento**

**Questo studio è stato sostenuto dalla Direzione Generale Rifiuti Lazio (DGR n929/08) nell'ambito di un più ampio progetto sugli effetti sulla salute di impianti di trattamento dei rifiuti della regione Lazio (ERAS Lazio: Epidemiologia, Rifiuti, Ambiente e Salute — [www.eraslazio.esso](http://www.eraslazio.esso) ).** Il finanziatore non aveva alcun ruolo scientifico.

#### **Ringraziamenti**

Desideriamo ringraziare Margaret Becker per il suo aiuto nella redazione del manuale sceneggiatura e Carlo A. Perucci, ex direttore del nostro dipartimento, per l'avvio del progetto ERAS Lazio e per il suo supporto di lunga data di epidemiologia ambientale.

**Conflitto di interessi :** Nessuno dichiarato.

1. Goldberg MS, Siemiatyck J, DeWar R, De'syM, Riberdy H. Risk of developing cancer relative to living near a municipal solid waste landfill site in Montreal, Quebec, Canada. *Arch Environ Health* 1999;54:291–96.
2. Michelozzi P, Fusco D, Forastiere F et al. Small area study of mortality among people living near multiple sources of air pollution. *Occup Environ Med* 1998;55:611–15.
3. Ancona C, Badaloni C, Mataloni F et al. Mortality and morbidity in a population exposed to multiple sources of air pollution: a retrospective cohort study using air dispersion models. *Environ Res* 2015;137:467–74.
4. Jarup L, Briggs D, de Hoogh C et al. Cancer risks in populations living near landfill sites in Great Britain. *Br J Cancer* 2002;86:1732–36.
5. Fielder HMP, Poon-King CM, Palmer S R et al. Assessment of impact on health of residents living near the Nant-y-Gwyddon landfill site: retrospective analysis. *BMJ* 2000;320:19–22.
6. Gouveia N, Prado RR. Health risks in areas close to urban solid waste landfill sites. *Rev Saude Publica* 2010;44:859–66.
7. Pukkala E, Po'nk€a A. Increased incidence of cancer and asthma in houses built on a former dump area. *Environ Health Perspect* 2001;109:1121–25.
8. Forastiere F, Badaloni C, de Hoogh K et al. Health impact assessment of waste management facilities in three European countries. *Environ Health* 2011;10:53.
9. WHO. Population health and waste management: scientific data and available options. <http://www.euro.who.int/document/E91021.pdf> (24 March 2015, date last accessed).
10. Porta D, Milani S, Lazzarino AI et al. Systematic review of epidemiological studies on health effects associated with management of solid waste. *Environ Health* 2009;23:8–60.
11. Giusti L. A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Manag* 2009;29:2227–39.
12. Blanes-Vidal V, Bælum J, Schwartz J et al. Respiratory and sensory irritation symptoms among residents exposed to low-to-moderate air pollution from biodegradable wastes. *J Expo Sci EnvironEpidemiol* 2014;24:388–97.
13. Ancona C, Mataloni F, Badaloni C et al. Residential cohort approach in industrial contaminated sites: the ERAS Lazio project. *Epidemiol Prev* 2014;38(Suppl 1):158–61.
14. D'Ippoliti D, Santelli E, De Sario M et al. Arsenic in drinking water and mortality for cancer and chronic diseases in Central Italy, 1990-2010. *PloS One* 2015;10:e0138182.
15. Ranzi A, Fano V, Erspamer L et al. Mortality and morbidity among people living close to incinerators: a cohort study based on dispersion modeling for exposure assessment. *Environ Health* 2011;10:22.
16. Candela S, Ranzi A, Bonvicini L et al. Air pollution from incinerators and reproductive outcomes: a multisite study. *Epidemiology* 2013;24:863–70.

17. Golini MN, Ancona C, Badaloni CA et al. Morbidity in a population living close to urban waste incinerator plants in Lazio Region (Central Italy): a retrospective cohort study using a before-after design. *Epidemiol Prev* 2014;38:323–34.
18. Alexander A, Burklin C, Singleton A et al. Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide, May 2005.
19. US Environmental Protection Agency. Compilation of Air Pollutant Emission Factors; AP-42. <http://www3.epa.gov/ttnchie1/ap42/> (24 March 2015, date last accessed).
20. Calori G, Radice P. Emission Manager – Reference Guide. Milan, Italy: ARIANET R2004.29, 2004.
21. Pielke RA, Cotton WR, Walko RL et al. A comprehensive Meteorological Modeling System RAMS. *Meteorol. Atmos. Phys.* 1992;49:69–91.
- 814 *International Journal of Epidemiology*, 2016, Vol. 45, No. 3  
Downloaded from <https://academic.oup.com/ije/article/45/3/806/2572780> by guest on 27 October 2021
22. Cesaroni G, Agabiti N, Rosati R, Forastiere F, Perucci CA. An index of socioeconomic position based on 2001 Census, Rome. *Epidemiol Prev* 2006;30:352–57.
23. Sozzi R, Bolignano A, Barberini S, Di Giosa AD. apporto sullo stato della qualita' dell aria nella Regione Lazio 2011. ARPA Lazio. 2012.
24. Heaney CD, Wing S, Campbell RL et al. Relation between malodor, ambient hydrogen sulfide, and health in a community bordering a landfill. *Environ Res* 2011;111:847–52.
25. Corr^ea CR, Abrah~ao CE, CarpinteroMdo C, AnarumaFilho F. Landfills as risk factors for respiratory disease in children. *J Pediatr (Rio J)* 2011;87:319–24.
26. Mattiello A, Chiodini P, Bianco E et al. Health effects associated with the disposal of solid waste in landfills and incinerators in populations living in surrounding areas: a systematic review. *Int J Public Health* 2013;58:725–35.
27. Park DU, Ryu SH, Kim SB, Yoon CS. An assessment of dust, endotoxin, and microorganism exposure during waste collection and sorting. *J AirWaste Manag Assoc* 2011;61:461–68.
28. Peters S, Kromhout H, Olsson AC et al. Occupational exposure to organic dust increases lung cancer risk in the general population. *Thorax* 2012;67:111–16.
29. Fazzo L, Minichilli F, Pirastu R et al. A meta-analysis of mortality data in Italian contaminated sites with industrial waste landfills or illegal dumps. *Ann Ist Super Sanit\_a* 2014;50:278–85.
30. Garc\_ia-Pe'rez J, Fern\_andez-Navarro P, Castell\_o A et al. Cancer mortality in towns in the vicinity of incinerators and installations for the recovery or disposal of hazardous waste. *Environ Int* 2013;51:31–44.



31. Olesen HR. Toward the establishment of a common framework for model evaluation. In: Gryning SE, Schiermeier F (eds). Air Pollution Modeling and Its Application XI. New York, NY:Plenum Press, 1996.
32. Brusasca G, Tinarelli G, Anfossi D. Particle model simulation of diffusion in low windspeed stable conditions, Atmos Environ 1989; 26, 707–723.
33. Brusasca G, Tinarelli G, Anfossi D. Comparison between the results of a Monte Carlo atmospheric diffusion model and tracer experiments, Atmosp Environ 1992;23: 1263–80.
34. Anfossi D, Tinarelli G, TriniCastelli S et al. A new Lagrangian particle model for the simulation of dense gas dispersion. Atmos Environ 2010;44: 753–62.
-