

Pertanto, attualmente, le operazioni di gestione della frazione secca si svolgono con la seguente sequenza:

- 1-triturazione del rifiuto con tritratore
- 2-imballo del sovrullo con pressa imballatrice Bala Press
- 3-allestimento in platea delle biopile con pala e confinamento con telo Gore-Tex con macchina stenditelo (prototipo)
- 4-biostabilizzazione del rifiuto (sistema Bioe a cumulo statico)
- 5-trasporto rifiuto trattato in vasca 1 lotto 1 con motrici a cassone ribaltabile o pala gommata

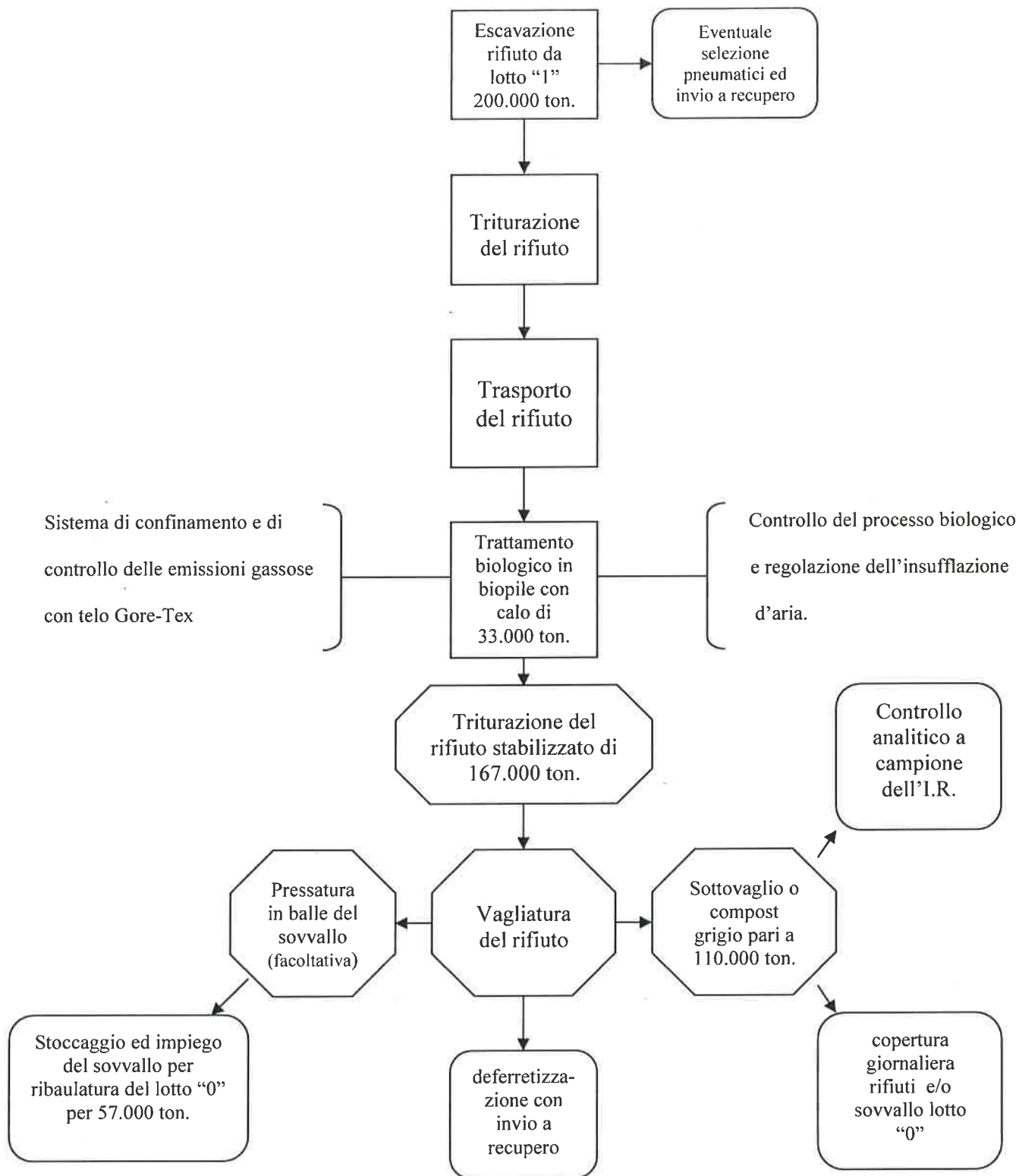
Relazione dell'Ufficio Tecnico – A.S.V.O. spa
Portogruaro lì, 12.03.2004

Il Direttore Generale
Ing. Stefano Back



cen/cen

SCHEMA DI FLUSSO



LA TECNICA DEL LANDFILL MINING PER LA BONIFICA DELLE DISCARICHE



Il landfill mining è una tecnica di intervento per la bonifica delle discariche che consiste nella escavazione e nel successivo trattamento dei rifiuti con recupero di materiali, energia e volume riutilizzabile nel sito

■ RAFFAELLO COSSU°, ROBERTO RAGA°

Studiato approfonditamente a partire dagli anni '90 ma poco utilizzato in applicazioni in scala reale, il landfill mining è attualmente al centro di grande attenzione a causa della crescente preoccupazione per il ruolo delle discariche nei fenomeni di contaminazione degli acquiferi e per la difficoltà di reperimento di nuove aree per lo smaltimento in discarica dei rifiuti. In particolare, l'applicazione del landfill mining può essere di interesse nei casi di seguito elencati:

- bonifica di discariche inquinanti. Lo scavo dell'intero ammasso dei rifiuti (e il successivo trattamento con eventuale inertizzazione delle frazioni pericolose) consentirebbe una risoluzione totale e definitiva di problemi di contaminazione conclamata o potenziale grazie alla rimozione della sorgente;

- recupero di volume per ulteriore deposito di rifiuti. A seguito dello scavo e selezione dei rifiuti è possibile ottenere flussi di materiali recuperabili e materiali sfruttabili a fini energetici; nuovi volumi sarebbero quindi disponibili nel sito per lo smaltimento in nuovi settori di discarica sia delle frazioni residue dall'attività di landfill mining, sia del rifiuto residuo da raccolta differenziata. I costi dell'intervento potrebbero

essere in tal caso almeno in parte coperti con la tariffa di conferimento; - recupero di aree di valore in zone di pregio. L'espansione dei centri urbani causa l'incremento del valore di zone precedentemente non considerate per lo sviluppo edilizio; la rimozione di una vecchia discarica alla periferia di un centro urbano potrebbe quindi consentire l'edificazione di vaste aree con un ritorno economico che giustificerebbe l'intervento.

L'applicazione del landfill mining deve avvenire a valle di opportune valutazioni per chiarire la fattibilità tecnica ed economica dell'intervento.

Dal punto di vista tecnico, i frequenti casi di elevato battente di percolato e di alto grado di putrescibilità residua dei rifiuti in discarica costituiscono un aspetto di particolare interesse.

Queste condizioni renderebbero infatti le operazioni di scavo sia difficoltose per i mezzi, a causa dell'instabilità meccanica delle zone della discarica saturate di percolato, sia rischiose per gli operatori a causa delle emissioni di metano e altri gas che si accumulerebbero nell'area di lavoro rendendo l'atmosfera irrespirabile e creando le condizioni per la formazione di miscele esplosive. Possibili modalità di esecuzione del landfill mining anche in casi particolarmente proibitivi sono state studiate già da tempo ed è nota ad esempio la necessità di portare la discarica in condizioni aerobiche al fine

di rendere possibili le operazioni di scavo in condizioni di sicurezza (Bilietewski et al., 1995). L'intervento di aerazione in situ può essere realizzato in modo da permettere la contemporanea estrazione del percolato dai pozzi di insufflazione/aspirazione (Cossu et al., 2003) con l'effetto di migliorare le condizioni per la circolazione dell'aria insufflata in discarica. L'accoppiamento del landfill mining con un preliminare intervento di stabilizzazione biologica mediante aerazione in situ garantisce quindi i seguenti risultati:

- si potrà effettuare la rimozione dei rifiuti dalle vecchie discariche in condizioni di sicurezza e sottoporre agevolmente ai successivi processi di selezione il materiale scavato, grazie alla bassa umidità e alla buona stabilità biologica raggiunta;

- il materiale scavato non recuperabile sarà caratterizzato da un buon grado di stabilità biologica e la frazione fine potrà essere ad esempio convenientemente utilizzata come materiale di copertura in nuovi settori di discariche per rifiuti residui.

Dal punto di vista economico, al fine di progettare nel dettaglio l'intervento occorre conoscere le possibili destinazioni dei materiali separabili dal rifiuto scavato e i costi connessi alle fasi di scavo, selezione, trasporto e recupero delle singole frazioni, che dovranno essere confrontati con il valore delle aree recuperate e con i costi evitati di altri interventi altrimenti da prevedere per la bonifica dell'area. Tali informazioni condizioneranno le scelte tecniche di progettazione dell'intervento.

I primi casi condotti su scala reale negli Stati Uniti (Kornberg et al., 1993; Cossu et al., 1997), in Europa (Hogland et al., 1995; Obermeier e Saure, 1995; Rettenberger, 1995) hanno da tempo confermato la potenzialità del landfill mining e hanno permesso ad esempio di verificare che la selezione e il trattamento del materiale scavato possono essere effettuati con l'adattamento di tecniche già conosciute e in uso per il pretrattamento meccanico dei rifiuti residui da raccolta differenziata con l'adozione di vagli, separatori magnetici, aerulici ecc. come nell'esempio generico schematizzato in Figura 1.

Tuttavia il landfill mining rappresenta un'azione ingegneristica di notevole complessità nella quale intervengono molteplici aspetti. Per tale motivo è necessaria una impostazione progettuale accurata, ottenibile mediante l'effettuazione di una dettagliata indagine preliminare (Cossu et al., 2000), i cui obiettivi sono descritti nel paragrafo seguente. Di seguito sono discussi altri aspetti di interesse per interventi di landfill mining con alcuni esempi di applicazione a livello internazionale.

Indagine preliminare

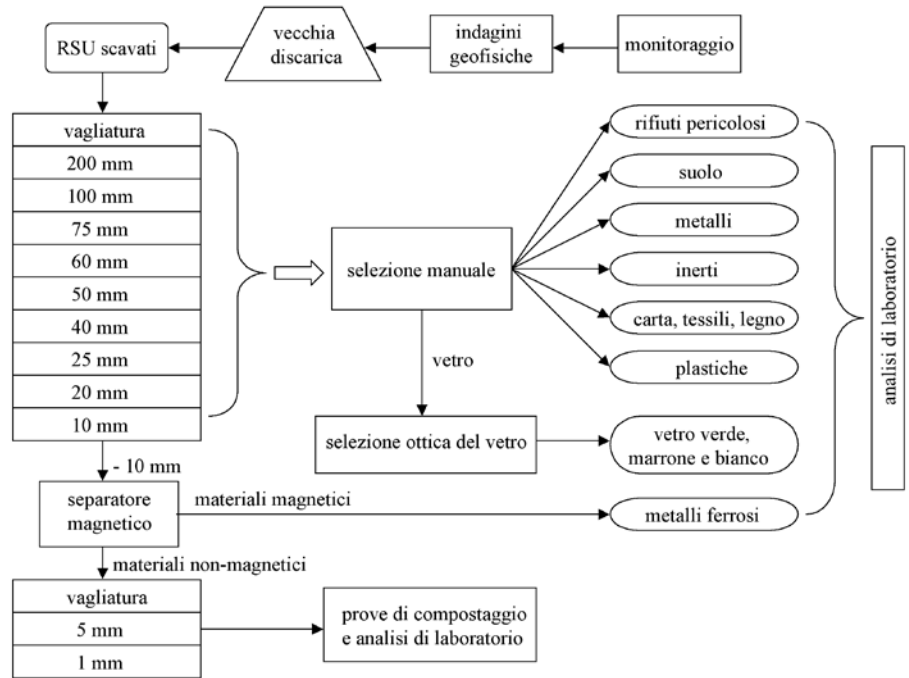
L'indagine preliminare necessaria per la corretta progettazione di un intervento di landfill mining è atta a definire (Cossu, 2002):

- le caratteristiche morfologiche e strutturali della discarica;
- le caratteristiche dei rifiuti depositati e delle frazioni ottenibili mediante selezione;
- le misure operative da adottare, non soltanto quelle strettamente tecnologiche nella selezione dei rifiuti estratti ma soprattutto quelle di tutela della sicurezza dei lavoratori e di contenimento delle potenziali emissioni contaminanti sia in fase di scavo che di trattamento dei rifiuti scavati;
- una valutazione dettagliata degli aspetti economici.

Figura 1 - Esempio di schema di processo per un trattamento di landfill mining negli Stati Uniti (modificato da Diaz e Savage, 2000)



Figura 2 - Schema di flusso delle attività svolte nella indagine preliminare svolta sulla discarica di Simbirizzi, Italia (Cossu et al., 1995)



Nell'ambito dell'indagine preliminare, l'indagine storica ha come obiettivo la ricostruzione dei conferimenti di rifiuto e della situazione ambientale registrata dall'inizio dell'esercizio della discarica. Deve essere acquisita ed elaborata la documentazione significativa sulla storia del sito e della discarica, compresi rapporti e documenti derivanti da studi o progetti contenenti informazioni sulle caratteristiche ambientali della discarica (percolato, gas, assestamenti ecc.) e sulla situazione al contorno (diffusione percolato, migrazione gas). Specialmente in caso di discariche particolarmente vecchie, per le quali siano a disposizione informazioni carenti, può essere auspicata l'esecuzione di una indagine geofisica che permette anche l'acquisizione di informazioni utili per la progettazione delle altre indagini conoscitive, da realizzare successivamente. In particolare, l'indagine geofisica permette di ottenere la ricostruzione della morfologia della fondazione della discarica e dell'ammasso dei rifiuti, di evidenziare all'interno del corpo discarica eventuali accumuli di biogas e di percolato, di individuare la presenza di eventuali corpi anomali nel deposito (bidoni, ammassi omogenei di rifiuti speciali, ecc.).

Dato il carattere dell'intervento previsto, occorre naturalmente prevedere l'esecuzione di indagini geotecniche al fine di verificare le caratteristiche meccaniche dei rifiuti depositati e di effettuare l'analisi della stabilità meccanica della discarica. Occorre poi acquisire informazioni sulle caratteristiche di permeabilità in discarica, sui livelli di percolato e sulla eventuale presenza di falde sospese, sul volume di percolato accumulato e sulla generale fluidodinamica del percolato nel corpo discarica. I risultati delle indagini sul percolato devono

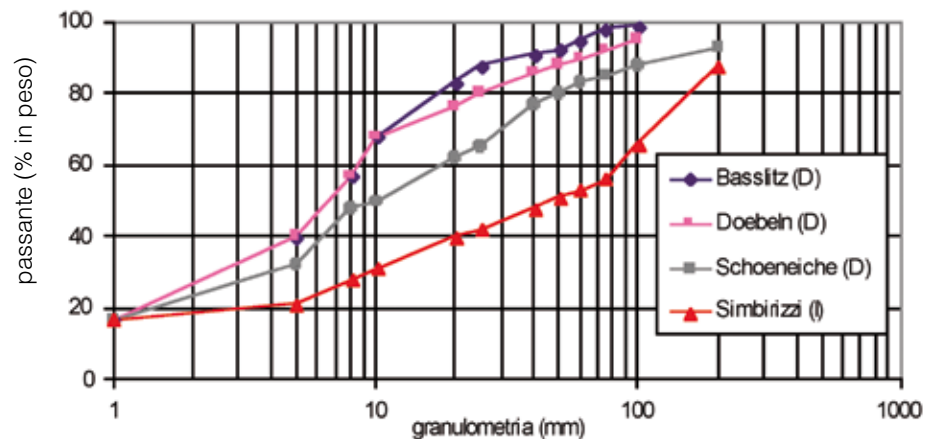
consentire di valutare le quantità attuali e future di percolato da smaltire e di dimensionare eventuali opere di drenaggio.

Occorre inoltre eseguire indagini sui rifiuti che sono generalmente mirate al conseguimento dei seguenti obiettivi:

- valutazione della composizione merceologica e granulometrica dei rifiuti depositati, della qualità delle varie frazioni separabili in funzione delle possibilità di gestione;
- caratterizzazione chimica e della stabilità biologica delle frazioni non recuperabili e delle emissioni potenziali ad essi associate.

Le indagini vengono condotte su campioni di materiale estratti, a seconda delle situazioni, mediante scavo aperto o trivellazione a diverse profondità nel corpo discarica (Cossu et al., 2000). In Figura 2 è riportato a titolo di esempio lo schema delle attività svolte nel corso dell'indagine preliminare per il landfill mining di una discarica in Sardegna (Cossu et al., 1995). Per quanto riguarda le caratteristiche dei rifiuti scavati, esse appaiono

Figura 3 - Distribuzione granulometrica dei rifiuti estratti nel corso di diverse esperienze di landfill mining (modificato da Bilitewski et al., 1995; Cossu et al., 1995; Obermeier e Saure, 1995)



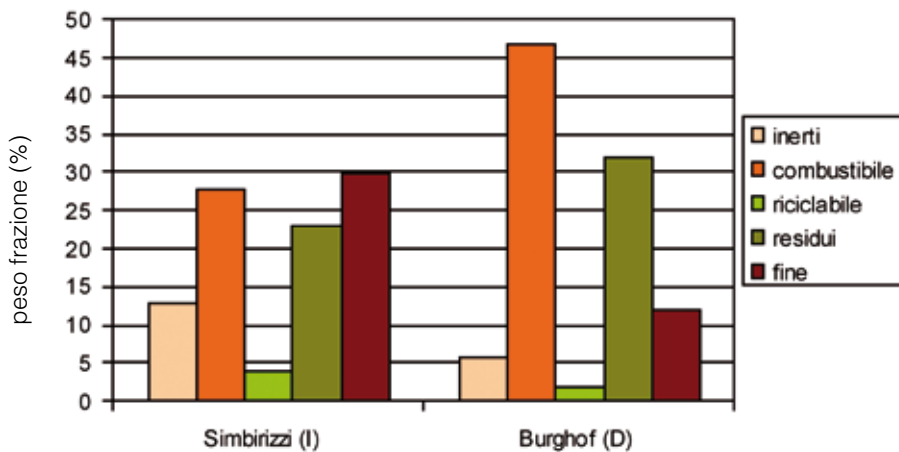


Figura 4 - Peso delle singole frazioni ottenute nel corso di due esperienze di landfill mining (modificato da Cossu et al., 1995 e da Rettenberger e Göschl, 1994)

ovviamente legate al caso singolo e alla qualità dei rifiuti depositati, ma anche alle modalità di smaltimento, alle caratteristiche strutturali della discarica e alle condizioni climatiche. In Figura 3 è riportato un esempio di curve granulometriche di rifiuti estratti da diverse discariche europee: tali distribuzioni appaiono fortemente influenzate soprattutto dalla quantità di materiale fine presente, dovuto ad esempio allo smaltimento di rifiuti di piccola pezzatura (fanghi, rifiuti di demolizione, terre di fonderia ecc.) o all'elevato utilizzo di terreno per la copertura giornaliera dei rifiuti. In Figura 4 sono riportate le percentuali in peso di frazioni separabili dai rifiuti scavati relativamente a due esperienze europee; in ambedue i casi appare notevole l'incidenza in peso della frazione definita combustibile (per

la quale era stata individuata la possibilità di recupero energetico), dei residui non recuperabili da smaltire in discarica e della frazione fine riutilizzabile come terreno di copertura.

Come già indicato, la preliminare aerazione in situ della discarica con il contestuale emungimento del percolato dagli stessi pozzi utilizzati per l'insufflazione/aspirazione è di fondamentale importanza (Cossu et al., 2003).

L'ossigeno contenuto nell'aria che viene insufflata con l'aerazione in situ crea condizioni adatte a modificare, da anaerobico ad aerobico, il processo di conversione della sostanza organica biodegradabile contenuta nei rifiuti. Il carbonio organico quindi, anziché essere convertito in metano, anidride carbonica e composti ridotti maleodoranti (idrogeno solforato, mercaptani, indolo, scatolo, ammine, etc.) è trasformato in anidride carbonica, acqua e sostanze ossidate (nitrati, fosfati, solfati, etc.). Il metabolismo aerobico è

inoltre favorito dal punto di vista energetico rispetto a quello anaerobico; comporta un incremento di temperatura (analogo a quello che si ha nel compostaggio) ed una velocità di degradazione notevolmente superiore. Solo per le discariche di inerti o nei rari casi in cui la stabilizzazione biologica abbia raggiunto livelli molto elevati è possibile effettuare lo scavo senza misure di pretrattamento o dopo semplice aspirazione del biogas.

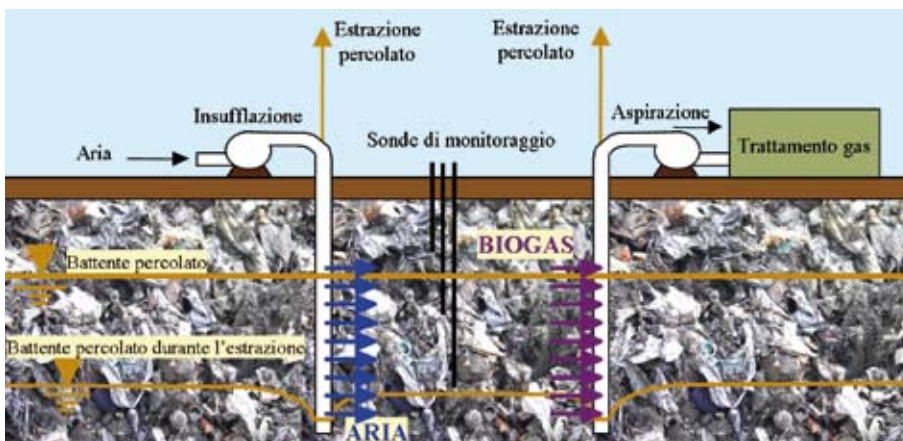
Lo schema concettuale dell'aerazione in situ di una discarica è rappresentato in Figura 5 e prevede l'insufflazione d'aria da un pozzo e la contemporanea estrazione del biogas dal pozzo contiguo. Allo scopo di rendere più efficace il processo, occorre che il battente di percolato in discarica sia mantenuto basso, tramite estrazione anche dagli stessi pozzi utilizzati per l'insufflazione e aspirazione del biogas (Figura 5). Il gas di processo estratto, prima dell'immissione in atmosfera deve essere opportunamente convogliato verso un sistema per l'abbattimento degli odori e l'eliminazione di composti tossici.

L'applicabilità della tecnica della stabilizzazione in situ per aerazione deve essere comunque valutata mediante prove di laboratorio ed in campo, allo scopo di ottenere informazioni necessarie per la corretta progettazione dell'intervento. I test di laboratorio permettono di valutare l'influenza di diverse modalità operative sull'efficienza del processo di stabilizzazione dei rifiuti; in particolare, è possibile valutare l'effetto di variazioni della portata d'aria insufflata, della temperatura di processo, di diverse condizioni di umidità dei rifiuti, del ricircolo del percolato.

I test in campo permettono invece di valutare:

- l'influenza della quota del battente di

Figura 5 - Schema concettuale di un impianto per l'aerazione in situ per la stabilizzazione dei rifiuti in discarica prima delle operazioni di landfill mining



percolato sulla diffusione dell'aria insufflata;

- l'influenza della pressione di insufflazione sul raggio di influenza dei pozzi;
- la variazione, durante l'intervento, del tempo necessario per la ricomparsa di concentrazioni misurabili di metano nel biogas dopo l'interruzione dell'insufflazione d'aria;

- la variazione, durante l'intervento, delle caratteristiche chimiche e fisiche di rifiuti e percolato in discarica.

Per quanto riguarda la sicurezza del personale operante in discarica per l'escavazione dei rifiuti, non occorrono di solito particolari misure oltre a quelle utilizzate nelle aree contaminate; è necessario comunque che la cabina dell'escavatore sia dotata di sistema di aerazione artificiale (Cossu, 2002).

Esempi di applicazione

Gli esempi di applicazione del landfill mining a livello internazionale sono numerosi, caratterizzati da differenze rilevanti negli obiettivi dell'intervento, nelle caratteristiche dei rifiuti e nelle modalità di separazione di diversi flussi di materiali e di gestione delle frazioni separate.

Una applicazione originale è stata condotta presso la discarica di Modena (Cossu et al., 2003), dove la necessità della rimozione dei rifiuti non derivava da esigenze di bonifica o di recupero di volumi, bensì dall'esigenza di realizzare una trincea nel mezzo della discarica, per il passaggio della linea ferroviaria alta capacità Milano - Bologna (attualmente in esercizio). L'originalità del caso è dovuta non solo alle motivazioni dell'intervento, ma soprattutto al fatto che soltanto una fascia centrale della discarica è stata interessata dalla rimozione dei rifiuti, con la conseguente necessità di studiare modalità ad hoc per lo scavo in condizioni di sicurezza. Il landfill mining è stato realizzato dopo una lunga serie di studi di caratterizzazione e dopo il condizionamento ambientale della discarica mediante aerazione in situ, che è stata mantenuta

attiva nelle zone limitrofe alla trincea anche durante lo scavo, in modo da evitare la migrazione nella trincea del biogas ancora prodotto nelle zone attive della discarica. L'estrazione del percolato dai pozzi di insufflazione e aspirazione ha contribuito a mantenere basso il battente in discarica e ad avere condizioni ottimali nell'area di scavo (Figura 6). I rifiuti scavati, caratterizzati da un buon grado di stabilità biologica grazie al preliminare intervento di aerazione in situ, sono stati depositati in un nuovo settore di discarica realizzato nello stesso sito dopo la separazione in una frazione grossolana (> 50 mm) e in una frazione fine utilizzata come materiale di copertura. Hogland et al., (2004) riportano i risultati relativi ad una discarica in Svezia, in parte ancora in esercizio, in cui il landfill mining aveva lo scopo di prevenire i fenomeni di contaminazione attesi dai vecchi settori e di recuperare volumi per lo smaltimento di altri rifiuti nel sito. I risultati dell'indagine preliminare hanno permesso di riscontrare che, a causa della limitata infiltrazione d'acqua in discarica, i processi di degradazione biologica erano stati inibiti e la produzione di biogas risultava al momento trascurabile. Per questo motivo i rifiuti erano caratterizzati da potenziali emissioni ancora rilevanti, sia in termini di biogas che di percolato. A seguito di questa informazione e di quelle fornite dalle analisi merceologiche effettuate su numerosi campioni, da cui emergeva ad esempio che il 50% della frazione di granulometria superiore a 50 mm era costituita da carta e legno, è stato sviluppato un progetto per la gestione dei rifiuti scavati. È stata prevista la separazione dei rifiuti in 3 frazioni: <18 mm, 18-50 mm e > 50 mm. Per la frazione fine è stata prevista l'utilizzazione come materiale di copertura in discarica; per la frazione 18-50 mm è stato previsto il deposito in celle di discarica bioreattore con sfruttamento dell'elevato potenziale di produzione di biogas; per la frazione grossolana è stato previsto il recupero

di materiali (e smaltimento in discarica degli scarti generati nel processo), con l'opzione in alternativa di sfruttamento energetico dato l'elevato potere calorifico.

La soluzione che prevede il recupero energetico dalla frazione più grossolana (in genere composta prevalentemente da carta, cartone, plastiche, legno e tessuti) è molto frequente nelle applicazioni internazionali. Tale frazione è risultata caratterizzata da elevato potere calorifico, che è variabile a seconda delle esperienze tra valori di 7÷8 MJ/kg, tali da permettere un utilizzo energetico senza dover ricorrere a combustibili ausiliari (Hogland et al., 1995) e di 11 MJ/kg (Obermeier e Saure, 1995). In altre esperienze (Cossu et al., 1995; Rettenberger, 1995) sono stati ottenuti valori prossimi ai 20 MJ/kg, e tali da far pensare alla realizzazione di appositi impianti per una vantaggiosa utilizzazione energetica.

In alcuni casi, si è preferito separare la plastica dalle altre componenti e sottoporla ad adeguato trattamento di lavaggio e inviarla successivamente a riciclaggio (Rettenberger, 1995). Una possibile alternativa al riciclaggio per queste frazioni sottoposte a trattamento di lavaggio è rappresentata dallo smaltimento in una nuova discarica, nell'ottica di sfruttare le potenzialità delle moderne discariche di svolgere il ruolo di deposito geologico di carbonio (carbon sink) con un efficace contributo alla riduzione delle emissioni di gas serra (Cossu e Piovesan, 2007). Questo è di particolare interesse anche perché solo una frazione della plastica da landfill mining può essere effettivamente riciclata e il processo potrebbe non essere quindi sostenibile a causa dei costi e della elevata produzione di scarti che andrebbero comunque depositati in discarica se non avviati a trattamento termico con produzione netta di gas serra. L'idea di prevedere il deposito in discarica dopo il lavaggio della plastica recuperata con il landfill mining assume particolare interesse



Figura 6 - Escavazione dei rifiuti nel corso delle operazioni di landfill mining presso la discarica di Modena

anche alla luce di recenti studi in laboratorio (Cossu et al., 2010) sugli effetti del lavaggio sul miglioramento della qualità di specifiche tipologie di rifiuto (i.e. residui dalla raccolta differenziata della plastica, residui della frantumazione di autoveicoli): i test hanno permesso di quantificare la drastica riduzione delle emissioni attese dalle frazioni lavate dopo il conferimento in nuove discariche, che perdono quindi la connotazione di impianto di smaltimento e che dovrebbero essere ridefinite e quindi progettate e realizzate con modalità innovative e con funzione di deposito geologico per la riduzione delle emissioni di gas serra. La frazione fine dei materiali scavati con il landfill mining è solitamente caratterizzata da un maggiore contenuto di sostanza organica biodegradabile, la cui stabilità biologica dipende dalla storia del deposito e deve essere comunque valutata mediante appositi test prima dell'intervento. In alcune esperienze (tra le altre Hogland et al., 1995; Cossu et al., 1995), il contenuto di sostanze

contaminanti nella frazione fine non appare elevato (pur con alcuni parametri eccedenti i limiti di legge per il riutilizzo nella produzione di compost) e potrebbero essere studiate le modalità di riutilizzo anche al di fuori dei siti di discarica per creazione di argini o rilevati, riempimento di depressioni ecc.. L'uso finale che comunque ne è stato fatto nelle esperienze di landfill mining condotte, è stato soprattutto quello di materiale per la copertura di nuove discariche.

La frazione fine può anche essere convenientemente sottoposta a trattamenti idromeccanici in due fasi (Bilitewski et al., 1995): nella prima fase di lavaggio si separa il materiale inerte pesante, potenzialmente riciclabile, dalla frazione in sospensione e da una frazione galleggiante (legno e plastica). Quest'ultima può essere avviata a recupero energetico o a deposito in discarica, ancora nell'ottica del nuovo ruolo di Carbon Sink che è stato definito recentemente per le discariche (Cossu e Piovesan, 2007). Nella seconda fase il materiale in sospensione viene separato in una frazione sabbiosa, anch'essa potenzialmente riciclabile e in una frazione

fangosa, nella quale si trova concentrata la maggior parte della sostanza organica. I processi di lavaggio garantiscono il miglioramento della qualità delle frazioni separate potenzialmente riciclabili e la concentrazione dei contaminanti nella fase fangosa, che dopo disidratazione potrebbe eventualmente essere utilizzata come materiale di copertura in discarica.

In una recente esperienza condotta in Thailandia (Prechthai et al., 2008) è stato proposto di utilizzare la frazione fine (granulometria < 25 mm) come compost per coltivazioni a fini energetici, in quanto le caratteristiche chimico fisiche non ne consentirebbero l'utilizzazione per colture a scopi alimentari.

A seguito del notevole interesse che recentemente il landfill mining sta facendo registrare a livello internazionale sono attualmente in corso attività di ricerca volte alla messa a punto di un metodo per la selezione dei siti più favorevoli (tra le tante vecchie discariche a disposizione) dove effettuare un intervento di landfill mining (Van der Zee et al., 2004) e per la scelta della strategia ottimale per la gestione dei materiali scavati. A questo proposito le tecniche fornite dall'analisi del ciclo di vita sembrano essere particolarmente promettenti (Geysen et al., 2009). In ogni caso, ogni singola situazione deve essere studiata adeguatamente e occorre effettuare una analisi costi-benefici che tenga conto dei materiali effettivamente recuperabili e di tutti i costi connessi alle operazioni (Hogland et al., 2009).

Conclusioni

Il landfill mining è una tecnica di particolare interesse per l'intervento sulle vecchie discariche al fine di evitare la contaminazione degli acquiferi e recuperare volumi utili per i nuovi rifiuti o per nuove destinazioni d'uso del sito. Le applicazioni a livello internazionale sono in numero ancora limitato a causa della poca conoscenza delle potenzialità offerte, tuttavia si registra un

crescente interesse da parte degli operatori e delle amministrazioni e cresce anche il numero di studi e indagini preliminari in corso. Alcuni autori (i.a. Geysen et al., 2009) pensano che il landfill mining potrà essere in futuro addirittura considerato come parte di un sistema integrato di gestione dei rifiuti dove la discarica esiste come deposito temporaneo di materiali

che potrebbero essere in futuro scavati e trattati o utilizzati. Con questo approccio ad esempio i rifiuti non convenientemente riciclabili con le attuali tecnologie sono depositati in discarica con la prospettiva di essere riconsiderati per il riciclaggio in futuro. Questo permetterebbe quindi di poter posticipare la decisione di un eventuale recupero energetico di frazioni (pla-

stica) che comporterebbero emissioni nette di gas serra e che verrebbero invece destinate ai nuovi depositi geologici (carbon sink) come definiti da Cossu e Piovesan (2007), con la possibilità di un utilizzo futuro a seguito di landfill mining. ♻️

°DIPARTIMENTO **IMAGE**, UNIVERSITÀ DI PADOVA.

Riferimenti bibliografici

Bilitewski B., Conrad H., Grischek H. (1995). *Transposition and reconstruction of old landfill sites in East Germany*. Atti del "Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium", 2-6 ottobre 1995, S. Margherita di Pula (Ca), III 807.

Cossu R., Motzo G.M., Laudadio M. (1995). *Preliminary study for a landfill mining project in Sardinia*. Atti del "Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium", 2-6 ottobre 1995, S. Margherita di Pula (Ca), III 841.

Cossu R., Hogland K.H.W., Salemi E. (1997). *Landfill mining in Europe and in the USA*. ISWA Directory book, 107-114

Cossu R., Lavagnolo M.C., Raga R. (2000). *Indagini conoscitive per la bonifica delle vecchie discariche*. Atti Seminario Internazionale "La progettazione delle nuove discariche e la bonifica delle vecchie", Padova, 25 - 27 settembre 2000

Cossu R. (2002). *La tecnica del landfill mining*. Seminario di aggiornamento "La bonifica delle vecchie discariche", Padova, 10 - 12 giugno 2002

Cossu R., Raga R., Rossetti D. (2003). *Full Scale Application of in Situ Aerobic Stabilization of old Landfills*. In: Atti Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA Publisher, Italy

Cossu R., Piovesan E. (2007). *Modern role of landfill as geological sink for carbon and other elements*. Atti Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium. CISA Publisher, Italy

Cossu R., Lai T., Sartorello B. (2010). *Lavaggio dei rifiuti prima del deposito in discarica*. RS Rifiuti Solidi, Vol XXIV vol. 1, Gennaio - Febbraio 2010. CIPA Editore, Milano.

Diaz L., Savage G. M. (2000). *Landfill mining and reclamation in solid waste management*. Atti Seminario Internazionale "La progettazione delle nuove discariche e la bonifica delle vecchie", Padova, 25-27 settembre 2000

Geysen D., P.T. Jones, K. Van Acker, S. Van Passel, M. Craps, J. Eyckmans, K. Vrancken, B. Laenen, P. Laevers (2009). *Enhanced landfill mining – a future perspective for landfilling*. In: Proceedings Sardinia 2009,

Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium; 5 - 9 October 2009. CISA Publisher, Italy

Hogland K.H.W., Jagodzinski K., Meijer J.E. (1995). *Landfill mining tests in Sweden*. Atti del "Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium", 2-6 ottobre 1995, S. Margherita di Pula (Ca), III 783.

Hogland W., Marques M., Nimmermark S. (2004). *Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas*. Journal of material cycles and waste management (2004) 6: 119-124. Springer Verlag.

Hogland M., Berg B., Hogland W., Marques M. (2009). *Planning of an economic constraints related to a landfill mining project in Norway*. In: Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium; 5 - 9 October 2009. CISA Publisher, Italy

Kornberg J.F., Von Stein E.L., Savage G.M. (1993). *Landfill mining in the United States: an analysis of current projects*. Atti del "Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium", 11-15 ottobre 1995, S. Margherita di Pula (Ca), III 1555.

Obermeier T., Saure T. (1995). *Landfill reconstruction, biological treatment of landfill waste*. Atti del "Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium", 2-6 ottobre 1995, S. Margherita di Pula (Ca), III 819.

Prechthai T., M. Padmasri, C. Visvanathan (2008). *Quality assessment of mined MSW from an open dumpsite for recycling potential*. Resources, Conservation and Recycling 53 (2008), 70-78. Elsevier.

Rettenberger G., Göschl R. (1994). *Ergebnisse und Betreiberfahrungen aus dem Demonstrationsprojekt "Deponierückbau Burghof"*. Deponierückbau Seminar, 8 November 1994, Stuttgart (D).

Rettenberger G. (1995). *Results from a landfill mining demonstration project*. Atti del "Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium", 2-6 ottobre 1995, S. Margherita di Pula (Ca), III 827.

Van der Zee D.J., Achterkamp M.C., de Visser B.J. (2004). *Assessing the market opportunities of landfill mining*. Waste Management 24 (2004). 795-804. Elsevier



Landfill aeration for emission control before and during landfill mining



Roberto Raga^{a,*}, Raffaello Cossu^a, Joern Heerenklage^b, Alberto Pivato^a, Marco Ritzkowski^b

^a DII, Department of Industrial Engineering, University of Padua, via Marzolo, 9, 35131 Padova, Italy

^b Institute of Environmental Technology and Energy Economics, Hamburg University of Technology, Harburger Schlosstr. 36, 21079 Hamburg, Germany

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 July 2015

Revised 24 September 2015

Accepted 26 September 2015

Available online 9 October 2015

Keywords:

Landfill emissions

Waste biological stability

Landfill aeration

Moisture addition

Leachate extraction from gas wells

Landfill mining

ABSTRACT

The landfill of Modena, in northern Italy, is now crossed by the new high velocity railway line connecting Milan and Bologna. Waste was completely removed from a part of the landfill and a trench for the train line was built. With the aim of facilitating excavation and further disposal of the material extracted, suitable measures were defined. In order to prevent undesired emissions into the excavation area, the aerobic in situ stabilisation by means of the Airflow technology took place before and during the Landfill Mining. Specific project features involved the pneumatic leachate extraction from the aeration wells (to keep the leachate table low inside the landfill and increase the volume of waste available for air migration) and the controlled moisture addition into a limited zone, for a preliminary evaluation of the effects on process enhancement. Waste and leachate were periodically sampled in the landfill during the aeration before the excavation, for quality assessment over time; the evolution of biogas composition in the landfill body and in the extraction system for different plant set-ups during the project was monitored, with specific focus on uncontrolled migration into the excavation area.

Waste biological stability significantly increased during the aeration (waste respiration index dropped to 33% of the initial value after six months). Leachate head decreased from 4 to 1.5 m; leachate recirculation tests proved the beneficial effects of moisture addition on temperature control, without hampering waste aerobization. Proper management of the aeration plant enabled the minimization of uncontrolled biogas emissions into the excavation area.

© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Landfill conditioning by means of in situ aeration can be necessary for waste pre-treatment prior to landfill mining (LFM), in order to reduce the effects connected to biogas uncontrolled emissions from the waste mass during the excavation (Cossu et al., 2003a).

Among the first examples of LFM in Europe, the case of Burghof landfill in Germany (Rettenberger, 1995) involved the application of an odor stabilization technique, consisting in air injection and gas extraction for 2 weeks before starting the excavation, carried out by means of 3.5 m probes pressed into the waste, at a distance of 5–6 m from each other. With a very similar plant design, the Smell Well System was used before mining Sharjah's landfill in the United Arab Emirates, the main difference being that in this case the aerobic conditions were maintained for a longer period of time (6 weeks) before the excavation (Goeschl and Rudland, 2007).

Compared to landfill aeration within the scope of post-closure care and its completion (Ritzkowski and Stegmann, 2013), in the case of landfill conditioning before LFM the aeration time can be shorter as the goal is not the abatement of the emission potential but the control biogas formation and migration in the excavation area (Ritzkowski and Stegmann, 2012). However, a prolonged aeration can result in increased biological stability of the organic fraction also, which would prove beneficial in case the final disposal in new landfill sectors is foreseen for (a fraction of) the excavated waste. As a matter of fact, despite the current development of innovative concepts such as the Enhanced Landfill Mining (Jones et al., 2013) where the integrated valorisation of landfilled waste streams both as materials and energy by means of innovative transformation technologies is envisaged, a very common purpose of LFM is still to relocate the waste from unlined landfill sectors to new lined ones (Jain et al., 2013), with the additional gain of new landfill volume.

In the many cases where the material below the waste acts as a (natural or constructed) barrier to leachate migration and leachate extraction systems are either missing or not effective, relevant leachate tables are expected to be present and to hamper proper waste excavation. In such cases, each aeration well can be

* Corresponding author.

E-mail address: roberto.raga@unipd.it (R. Raga).

equipped with pneumatic ejectors (or other kinds of pumps) in order to enable leachate extraction, as developed with the Airflow patented technology by the University of Padova together with its spinoff company, Spinoff srl. The Airflow technology was used for landfill conditioning in the framework of a reclamation project proposed for an old site in northern Italy, involving landfill mining with material and energy recovery and the construction of new landfill sectors for the non-recoverable fraction of the excavated waste and for the future waste disposal needs of the region. In this case, an in situ aeration period of 6 months was considered adequate to reach a significant biological stabilization of the deposited waste before excavation, also in view of the further landfill disposal (Raga and Cossu, 2014).

Active aeration is among the recommended measures to prevent odorous emissions before the excavation of temporary biodegradable waste storage facilities also, where anaerobic conditions have developed due both to waste quality and storage conditions (Wagner and Bilitewski, 2009).

Conversely, in the case of very well stabilized old waste deposits the use of the in situ aeration before LFM can be unnecessary, as recently documented by Jain et al. (2013), who report that uncontrolled gas emissions and odor were not an issue during landfill excavation and the processing of the excavated material.

This paper presents results from a very unusual project where in situ aeration by means of the Airflow technology was applied in the central part of an old landfill, for waste conditioning before and during LFM carried out to enable the construction of a 19 m deep trench for a railway line, that was supposed to cross the landfill laying on the natural soil at its bottom. The very specific challenges posed by this project were related to the expected leachate and biogas emissions into the excavation area from the adjacent and still active landfill sectors. Among the many measures foreseen to guarantee safe work conditions during the LFM, the application of in situ aeration was prescribed by the local authorities. Following a number of preliminary tests a tailor-made aeration plant was designed, installed and run in different conditions in order to adjust the settings to the specific case.

The project enabled the evaluation of the effectiveness of the Airflow technology for landfill aerobization before and during the LFM, to prevent undesired emissions into the excavation area. Moreover, useful information on the evolution of waste and leachate quality during the aeration were obtained, together with insight on best practices for the enhancement of the involved processes.

The case study will be presented, the technical choices discussed and the results analyzed in the following chapters.

2. Description of the in situ aeration project

The landfill site, built in a former clay pit, is located in an industrial area a few kilometres from the town of Modena, in northern Italy. The site is approximately 40 ha wide and comprises 4 main landfills (RSU1, RSU2, RSU3 and RSU4 in Fig. 1). MSW disposal was started in the early 1950s in RSU1, to continue in the following decades until the years 2000, when RSU4 was still in operation. Most of the landfill sectors in the site were built before a standard practice for planning and siting of waste management plants and landfills was available (Raga et al., 2010; Pivato et al., 2013) and the first national legislations on waste management were issued; they are a typical example of uncontrolled waste disposal site, very common in Europe until the 1980s (Marella and Raga, 2014).

As sketched in Fig. 1, the high velocity railway line currently connecting Milan to Bologna in Italy, was designed to cross landfills RSU2 and RSU3, involving the excavation of a trench 400 m long and 80 m wide in the upper part, to reach the natural soil at

the bottom after the removal of approximately 200,000 tons of waste.

The case study reported in this paper is related to the conditioning and excavation works in the area of RSU2 that were carried out to serve as a pilot for the full scale application to the bigger RSU3 area.

RSU2 was used for MSW disposal in the period 1985–1988 and contained approximately 630,000 tons of waste, over a surface of 5 ha and with an average depth of 19 m. Based on the design of the railway track, the aeration of RSU2 involved approximately one third of the landfill (Fig. 1).

A preliminary risk assessment of RSU2 was carried out (Cossu et al., 2003b), based on the evaluation procedure developed in the framework of the EU Life project “Evaluation and Preliminary Assessment of old Deposits – EVAPASSOLD” (Allgaier and Stegmann, 2005). After the evaluation the site was classified among the “potentially emitting old deposits (with a low permeable surface cover, and a still high emission potentials, but currently low substance emissions)”. The landfill characterization was carried out preliminary to the aeration, focusing on waste fractional composition (in view of possible material or energy recovery), waste, biogas and leachate quality, leachate piezometric levels, landfill permeability, radius of influence of the aeration wells. The results, reported in chapter 3, enabled the proper design of the aeration plant.

2.1. The Airflow system

Based on the thorough overview reported in Ritzkowski and Stegmann (2012), the Airflow can be classified among the low pressure aeration systems, with simultaneous active aeration and off-gas extraction. Compared to other low pressure aeration systems, a specific feature of the Airflow system is the pneumatic leachate extraction from aeration wells, carried out in order to keep the leachate table low inside the landfill and thus increase the volume of unsaturated waste available for air migration. Further details and a more comprehensive description of the Airflow system are available elsewhere (Raga and Cossu, 2014).

Due to the fact that the central part only was destined for landfill mining, the aeration was purposely designed in order to prevent biogas emissions into the excavation area from the side slopes and the adjacent non-aerated landfill sectors. For this reason, the aeration wells were installed in an area larger than where the excavation was supposed to occur (Fig. 2), in such a way that the following 2 goals could be attained:

- enhance the biological stability not only of the waste to be mined, but also of those contiguous to the excavation area;
- maintain a depression on the trench slope during LFM by means of proper adjustment of flow rates in the aeration wells adjacent to the excavation area.

In order to be able to keep the aeration plant running during the excavation of the trench, the installation was designed with two independent aeration units (Unit 1 and Unit 2 in Fig. 2); two automatic systems enabled the continuous monitoring and control of flow rates as well as of extracted gas composition. Two independent leachate extraction systems and two commercial biofilters for off-gas treatment were also installed. The volume of each biofilter was approx. 25 m³, the biofiltration media being a mixture of compost and wood chips.

The aeration plant in operation before the excavation comprised 12 air injection wells, 15 gas extraction wells and 13 monitoring wells (screened at 7, 12 and 17 m depth from landfill surface) as shown in Fig. 2. As better described in the next paragraph, before the beginning of the LFM, the aeration and monitoring wells



Fig. 1. Layout of the railway track through the landfill site. The black square highlights the area where the aeration took place, in RSU2 landfill.

in the excavation area were shut and dismissed; as a consequence, 7 gas extraction, 6 air injection and 4 monitoring wells only were available and used to prevent gas migration into the trench during LFM (Fig. 2).

Each aeration unit was designed with maximum air injection as well as gas extraction capacity of $800 \text{ m}^3/\text{h}$; average air injection and gas extraction flow rates in steady state conditions before starting the excavation were 610 and $660 \text{ m}^3/\text{h}$, respectively.

2.2. Project outline

In Fig. 3 representative cross sectional views of the aeration plant during the project phases are reported.

In situ aeration in an area contiguous and connected to non-aerated landfill sectors brought about the challenge of avoiding continuous extraction of biogas from the non-aerated zones during steady state running of the aeration plant, as this would result in potentially explosive mixtures of air and methane reaching the blowers. For this reason, as visible in Fig. 3a depicting the situation at start of landfill conditioning, the wells at the boundary of the plant were used as air injection wells (lateral injection (L_{in}) wells),

in such a way that mainly process gas from aerobic degradation with very limited methane content reached the lateral extraction (L_{ex}) wells.

Before the beginning of the excavation the central injection (C_{in}) wells as well as the central extraction (C_{ex}) wells (Fig. 3b), in both cases placed within the excavation area, were shut and disconnected from the network. At the beginning of the excavation L_{in} and L_{ex} wells were maintained in operation at the average flow rate of 280 and $350 \text{ m}^3/\text{h}$ respectively, to both control the gas composition at the boundaries of the plant and to go on with leachate extraction. Indeed, L_{ex} wells were meant to create a depression and to draw air from the excavation area; on the contrary, as in the previous phase, L_{in} wells were meant to create a sort of a barrier and avoid biogas migration toward L_{ex} wells from the rest of the landfill. As better discussed in the next chapter, this choice proved unfavourable and therefore, a few days after the beginning of the excavation works, L_{in} wells were shut as shown in Fig. 3c; L_{ex} wells only were kept in operation at a higher average gas extraction rate (up to $420 \text{ m}^3/\text{h}$) and the results in terms of minimization of biogas migration into the excavation area were more satisfactory.

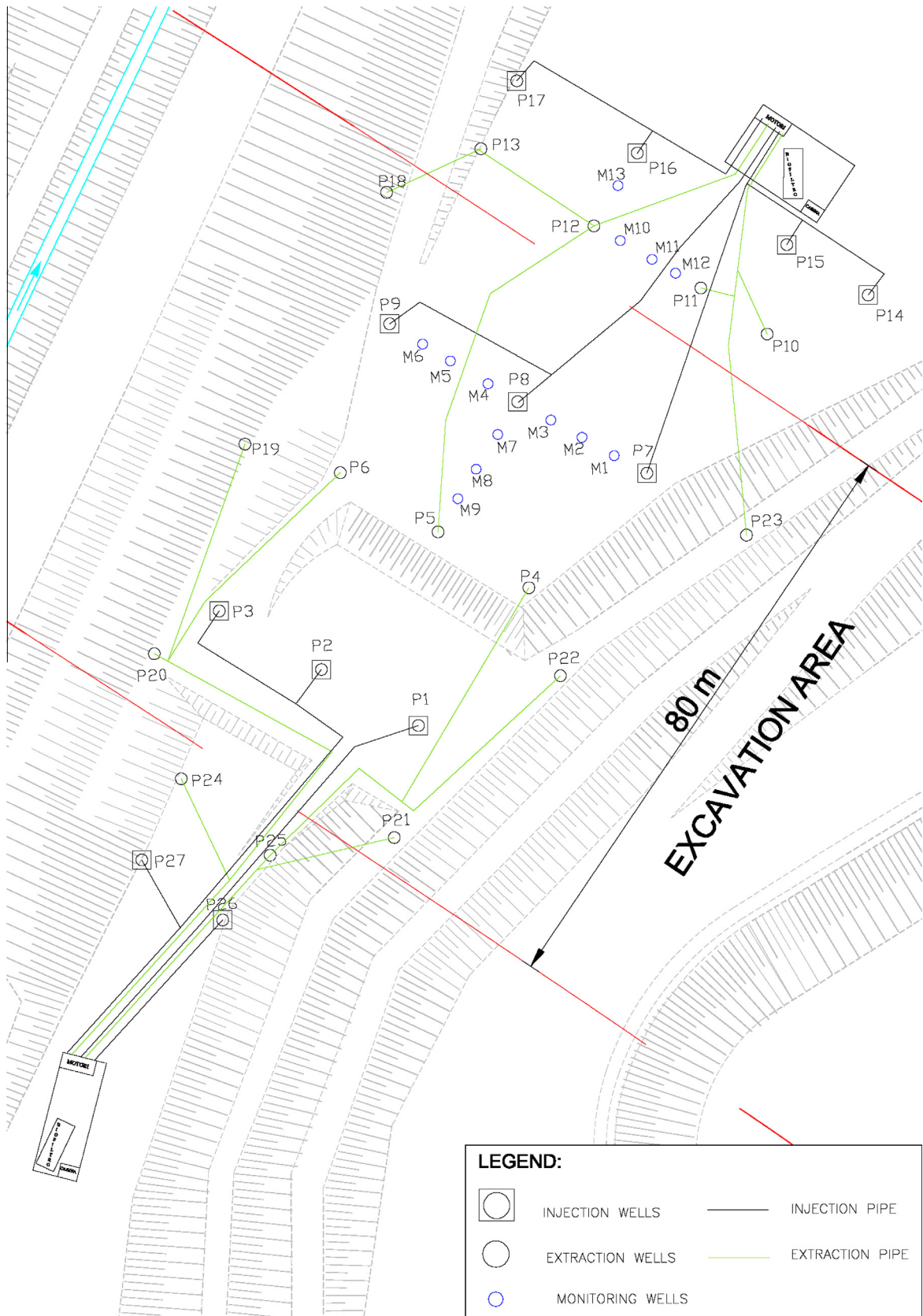
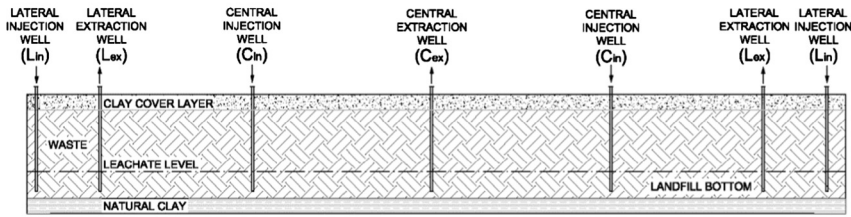
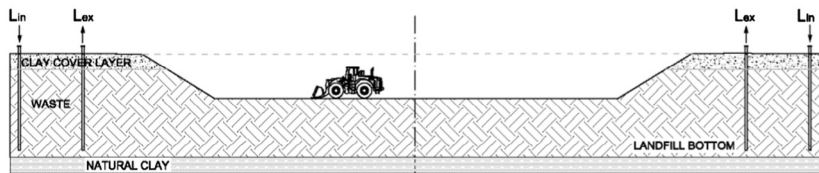


Fig. 2. In situ aerobic stabilization of the landfill of Modena. Lay-out of air injection and biogas extraction wells. Unit 1 and 2 are independent in order to enable continuous operation of the plant during the excavation in the central part of the landfill.

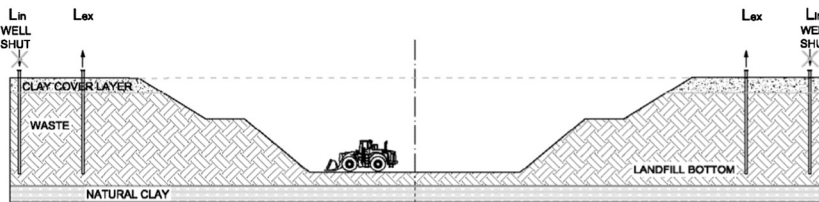
(a) Start of the aeration



(b) Start of the excavation



(c) Excavation completion



(d) Final situation

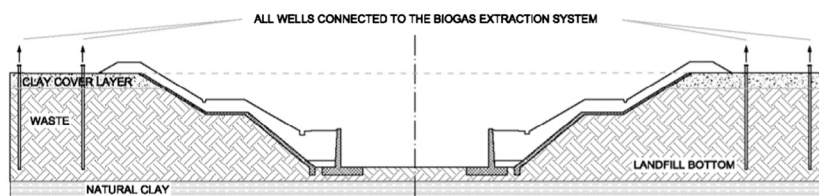


Fig. 3. Scheme illustrating the different phases during excavation works.

The overall situation at the end of the excavation works is represented in Fig. 3d.

2.3. Management and monitoring plan

During the operations a monitoring plan was carried out with analyses of waste samples (every three months at three depths), leachate and gas samples, taken from different points in the landfill at different stages of the process. The plan also provided for the monitoring of temperature, pressure and leachate level in the landfill body. The monitoring of gas composition was carried out in the

extraction as well as in the monitoring wells; the monitoring of temperatures was performed in all of the above and in the air injection wells. Samples of leachate were periodically extracted and analyzed. Waste samples were drilled and analyzed for the determination of the main stability parameters (respiration index, BOD_5/COD ratio in leaching test eluate) and the results were compared with those obtained for waste samples collected before the start of the aeration process.

Moisture addition tests by means of leachate recirculation were carried out in a limited area of the installation for a preliminary evaluation of:

- the influence of aerobic condition on the variation of leachate characteristics;
- the effects of increased moisture content on air migration in the waste body;
- the influence of moisture addition on waste temperature.

Approximately 10 m³ of leachate extracted from aeration well P8 were injected over a period of one month in monitoring wells M3 and M4, close to P8, at a depth of 7 m from landfill surface.

The uncontrolled biogas emissions through the landfill surface at start and during the excavation were monitored by means of a static flux chamber consisting of a steel cylinder of 50 cm in diameter and 45 cm in height provided with temperature and pressure probes, according to the procedure described in [Muntoni and Cossu \(1997\)](#) and in [Pratt et al. \(2013\)](#). Five measurement campaigns were conducted right before start and during the excavation; the first one with the Airflow plant off, the second one with both air injection and gas extraction active, the following three with gas extraction only. Each measurement campaign lasted one day and involved six placements of the flux chamber on landfill surface.

3. Results and discussion

3.1. Preliminary landfill characterization

In [Table 1](#) the results of the fractional composition analyses of waste samples taken at two different depths in the landfill (4.5–6.0 and 6.0–10.0 from landfill surface) are reported. The first 4 m were not considered as actually consisting of clay cover material only. As expected and typical in landfill of that period, where huge amounts of daily cover materials were used, a significant presence of fines (0–20 mm) was ascertained. The fraction 20–50 mm was not sorted due to difficulties in identifying the nature of different materials.

In [Table 2](#) some relevant data from landfill characterization before the start of the aeration are reported. Due to the nature of the local available material (clay) used as daily cover, low values were expected for waste hydraulic conductivity; indeed, values in the range $9 \cdot 10^{-6}$ – $5 \cdot 10^{-5}$ m/s resulted from the pumping tests, higher than those measured in a similar case study ([Raga and Cossu, 2014](#)). The average leachate head was at 4 m above the natural clay layer at the bottom of the landfill and the leachate extraction system was continuously operated since the Airflow installation in order to reduce it to the greatest extent possible.

The average value of RL₄ was 1.64 mgO₂/gDM, with peak value of 3.1 mgO₂/gDM, in 30 samples analyzed, collected at different depths and in different points in the landfill during the installation of the Airflow plant. These values are typical of well stabilized waste; however, leachate quality suggests a still high emission potential, with ammonia nitrogen and chloride present in concentrations up to 1.8 and 3.3 g/L respectively. Due to the very good insulation of the deposited waste both at the bottom and at the

Table 2

Some relevant data from landfill characterization before the start of the aeration. n.d. = not detectable.

Parameter	Range or average value
Waste hydraulic conductivity	$9 \cdot 10^{-6}$ – $5 \cdot 10^{-5}$ m/s
Landfill surface	1.5 ha
Landfill depth	19 m
Leachate head from landfill bottom	4 m
<i>Biogas quality</i>	
CH ₄	60%
CO ₂	40%
<i>Leachate quality</i>	
pH	7.6
BOD ₅	360 mg/L
COD	2810 mg/L
N-NH ₄ ⁺	1740 mg/L
N-NO ₃ ⁻	n.d.
Cl ⁻	2920 mg/L
<i>Waste biological stability</i>	
RL ₄	1.64 mgO ₂ /gDM

top and to the lack of leachate drainage and extraction systems, the leachate present was probably mainly produced when the landfill was in operation; the high concentrations of ammonia nitrogen and chloride in such old landfills are typical of a limited liquid to solid ratio.

The biogas composition was typical of landfills in the methane phase, with average values for concentration of CH₄ and CO₂ equal to approximately 60% and 40% respectively.

In situ aeration tests provided an indicative value of 20 m for the wells' radius of influence, defined as the maximum distance where an increase of pressure of at least 1 hPa can be measured with an air injection rate of 50 m³/h. The maximum distance between wells was then set at 30 m.

3.2. Development and outcomes of the aeration

3.2.1. Effects on the gas phase

At the beginning of operations the air injection and gas extraction rates were automatically adjusted by means of the patented safety features of the Airflow system, in order to avoid the extraction of potentially explosive gas mixtures that can be present in the aerated landfill in the initial phase, when air slowly replaces the biogas present in the landfill body and methane concentrations drop to values in the range 5–15%.

In [Fig. 4](#) the evolution of gas composition in four of the lateral extraction (*L_{ex}*) wells (P10, P11, P12, P13) is reported. Similarly, [Fig. 5](#) shows the gas composition in the monitoring points M10, M11, M12, M13 (at 7 m depth in the landfill body), which were in place both before and during the excavation. The values reported for CO₂ and CH₄ concentrations at the beginning of the test are lower than the typical values previously mentioned (40%

Table 1

Results of composition analyses of waste samples taken at two different depths (4.5–6.0 m and 6.0–10.0 m from landfill surface).

Screen (mm)	Oversieve, sample 4.5–6.0 m							Oversieve, sample 6.0–10.0 m						
	200	100	75	60	50	Total	%	200	100	75	60	50	Total	%
Unit	kg	kg	kg	kg	kg	kg	%	kg	kg	kg	kg	kg	kg	%
Paper and wood	1.6	1.2	0.9	0.8	0.7	5.2	3.2	0.6	1.4	0.8	0.7	1	4.5	2.7
Plastics and textiles	1.1	1.3	1.3	0.8	0.9	5.4	3.3	7.7	2.8	1.3	1.6	1.1	14.5	8.6
Metals	0	1.6	0.5	0.2	0.1	2.4	1.5	1.8	4.3	0.2	0.6	1	7.9	4.7
Glass and stones	11	17.8	10.4	6	7.4	52.6	31.9	0.0	4.6	3.7	5	5	18.3	10.9
	Fraction 20–50 mm					31.2	18.9	Fraction 20–50 mm					31.8	18.9
	Fines (0–20 mm)					68.2	41.3	Fines (0–20 mm)					91.4	54.3
	Total					165.0	100.0	Total					168.4	100.0

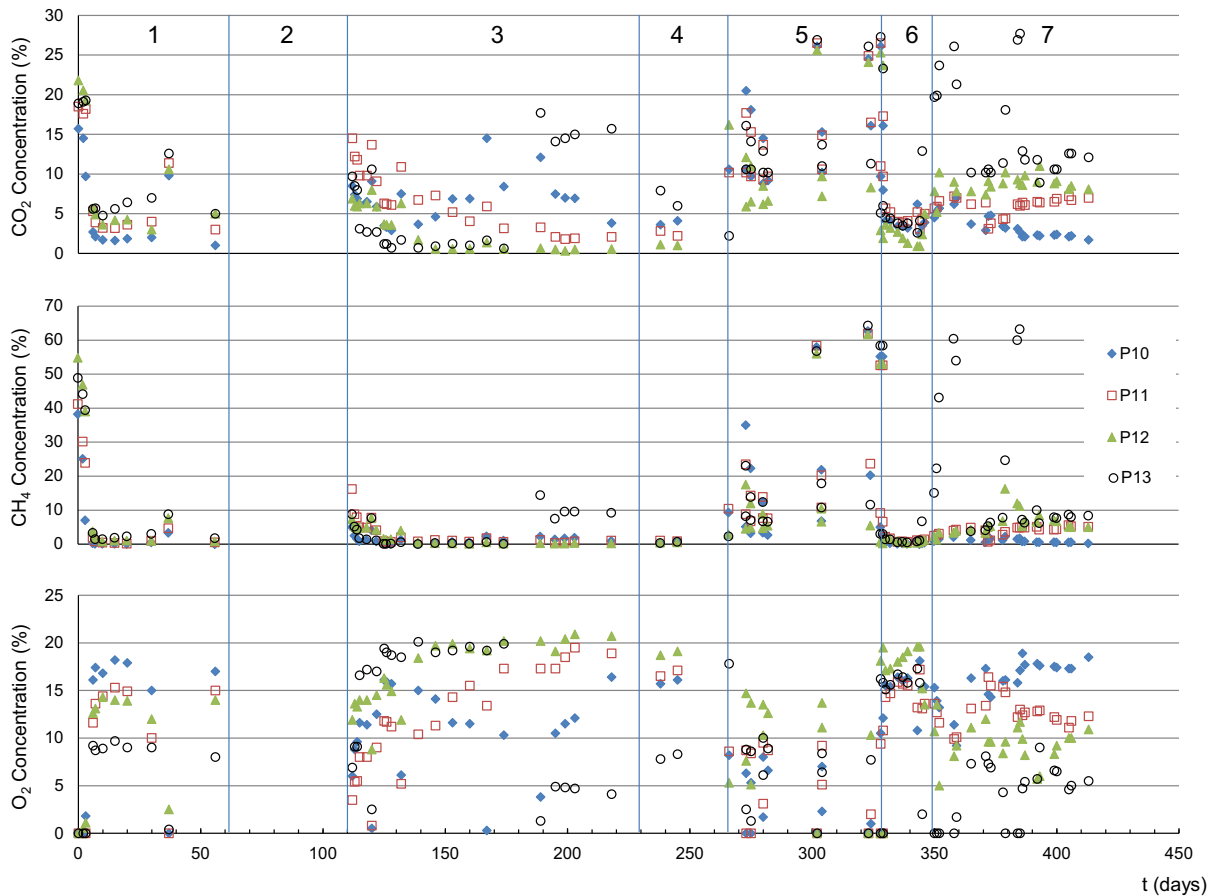


Fig. 4. Evolution of gas composition in extraction wells P10–P13. 1: Aeration, all plant running. 2: Technical stop. 3: Aeration, all plant running. 4: C wells shut. 5: Periodic technical stop and subsequent re-start of L wells. 6: Excavation start and Aeration (L wells on). 7: Excavation and gas extraction only (L_{ex} wells on).

and 60% respectively), as a consequence of previous aeration tests, carried out right before the start of the project and not presented in the paper.

The abovementioned two figures are divided in 7 zones related to different operation phases of the aeration plant. Zone 1 is related to the first two months of steady state aeration; the start-up phase lasted some days, until the methane concentrations in the main gas extraction pipe, where the gas streams from the different extraction wells merge, reached values below 5%. At the same time the oxygen content increased to an average concentration above 10% in the extracted gas. At day 63 an unexpected temperature increase was observed in monitoring well M3; the aeration plant was then switched off and the monitoring of temperature evolution and gas composition was carried on (zone 2 in Fig. 5). As visible in Fig. 6, the temperature continued to increase in the next days, up to 70 °C in the same monitoring point M3. The temperatures in monitoring point M3 were rather high since the beginning, mainly due to the high temperature of air injected into nearby well P8, caused by air compression in the blowers. Temperatures in gas extraction well P12, quite distant from air injection wells maintained slightly above the values recorded before the start of the aeration. In Fig. 7 the gas composition in M3 during the first months of operation is reported. After the temporary stop of the plant on day 63, methane concentration increased, but values lower than the initial ones were measured in many of the monitoring points, even one month after the stop of the aeration. At day 110 the aeration was re-started and steady state conditions were reached after a few days (zone 3 in Figs. 4 and 5).

At day 230 all C wells were permanently shut, in order to put the plant in the situation expected at the beginning of the excavation

phase. As visible in zone 4 of Fig. 4, gas composition in L_{ex} wells P10–P13 remained virtually the same as before, with negligible influence of the methane produced in the central part of the landfill.

At day 265 the plant was completely turned off. One week later progressive re-start tests (L wells only) were run, in order to assess the performance of the system and to minimize the duration of the start-up phase (zone 5 in Fig. 4). The results obtained proved that after a technical stop, steady state operation conditions with methane concentration lower than 5% in the extracted gas could be reached within 2 h.

At day 330 excavation started in the central part of the landfill. As visible in zone 6 of Figs. 4 and 5, gas composition in the extraction and monitoring wells was as expected, being methane detected in negligible concentrations. Actually, the average O_2 concentrations were higher and CO_2 concentrations were lower than in the previous stages, preliminary to excavation (i.e. zone 3 in Figs. 4 and 5). This was probably due to the removal of the clay cover layer in the first days of the excavation, which might have fostered the flow of atmospheric air through the waste, toward the gas extraction wells.

Results of the monitoring of uncontrolled biogas emissions through the landfill surface at start and during the excavation are reported in Table 3. The peak values for CH_4 and CO_2 emissions through the landfill surface with the Airflow plant completely shut were of 2.57 and 1.57 NL/m² h respectively (average values 1.55 and 1.11 NL/m² h, respectively). The measurements were repeated with the Airflow plant operating in steady state conditions (L lines on) and, unexpectedly, higher values than those observed without aeration were recorded for CH_4 and CO_2 emissions through the landfill surface (peak values equal

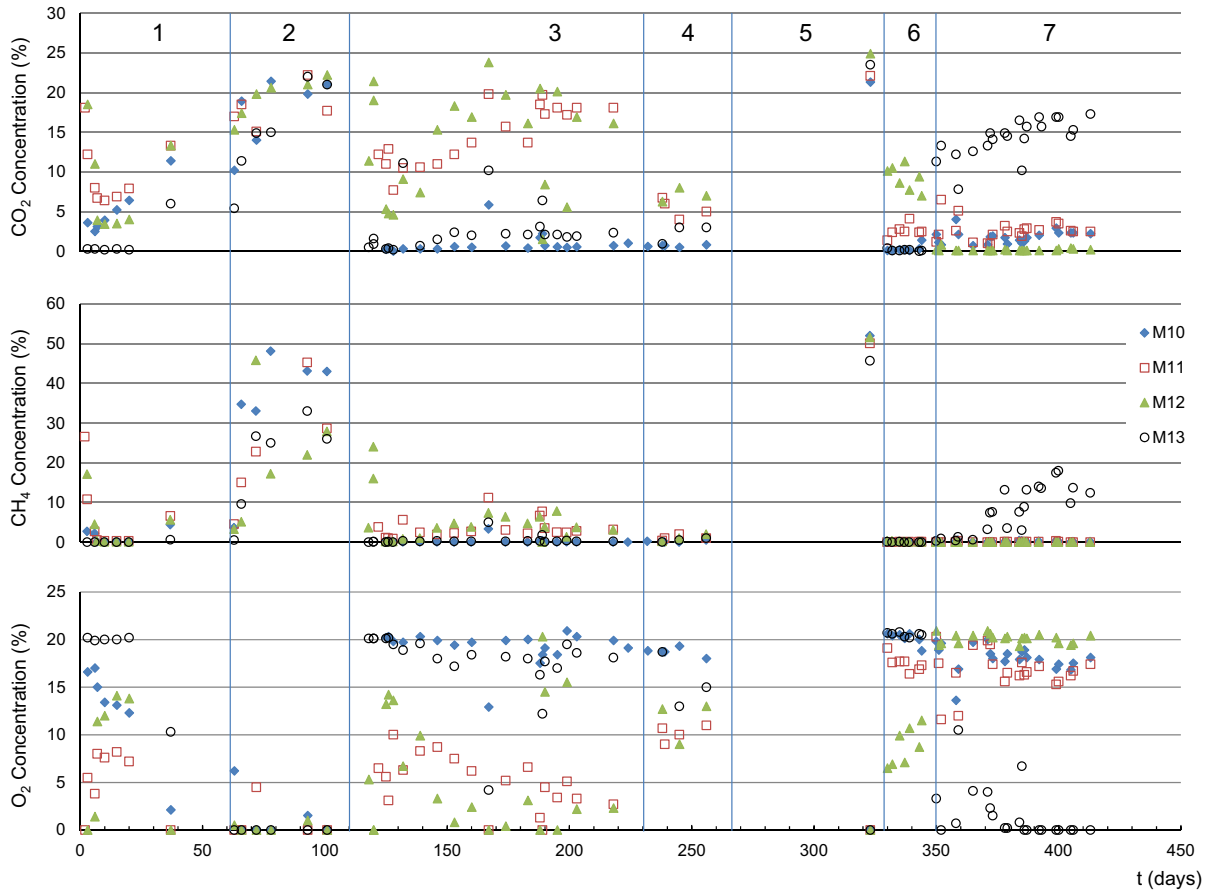


Fig. 5. Evolution of gas composition in monitoring wells M10–M13. 1: Aeration, all plant running. 2: Technical stop. 3: Aeration, all plant running. 4: C wells shut. 5: Periodic technical stop and subsequent re-start of L wells. 6: Excavation start and Aeration (L wells on). 7: Excavation and gas extraction only (L_{ex} wells on).

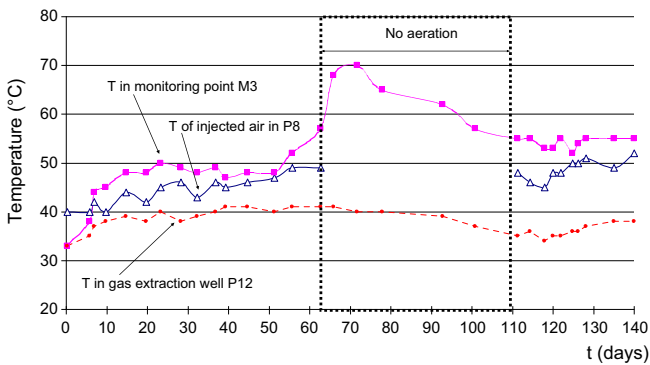


Fig. 6. Temperature T measured in air injection well P8, in the monitoring point M3 beside P8 and in the gas extraction well P12 during the first 5 months of operation.

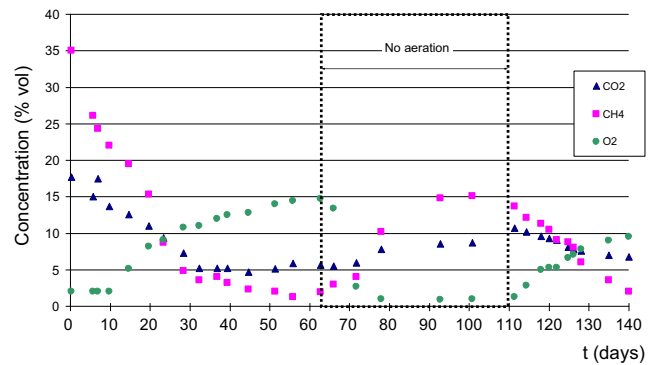


Fig. 7. Gas composition in monitoring point M3 during the first 5 months of operation.

to 3.31 and 2.81 NL/m² h, respectively; average values 2.82 and 2.09 NL/m² h, respectively). It was then assumed that this effect was caused by the pressure increase induced in the landfill body by the lateral injection wells, which might have fostered the migration of biogas toward the landfill surface, through preferential pathways. For this reason, from day 350 on L_{in} wells were shut and the plant was run with gas extraction (L_{ex}) wells only still active; this choice proved successful as a significant abatement of CH₄ and CO₂ emissions through the landfill surface was observed (Table 3). As expected however, the composition of the gas extracted from the landfill changed, as visible in zone 7

of Figs. 4 and 5: in such situation L_{ex} wells were extracting both the gas from the excavation area and the biogas from the rest of the landfill, not affected by the aeration. Among the gas extraction wells, P13 was affected the most. Eventually, with proper flux adjustment (increase of gas extraction rate from P13 among others), it was possible to control the increase of methane concentration both in the extraction wells and in the pipes toward the blowers and to keep it within the desired values. The gas composition in monitoring well M13, placed between L_{in} and L_{ex} wells (Fig. 2), was permanently affected by the shut of air injection, as visible in Fig. 5.

Table 3

Peak and average values of biogas emissions through the landfill surface at start and during the excavation (5 campaigns), measured by means of a flux chamber (6 placements in each campaign).

	Peak values		Average values	
	CO ₂ (NL/m ² h)	CH ₄ (NL/m ² h)	CO ₂ (NL/m ² h)	CH ₄ (NL/m ² h)
Airflow plant OFF	1.57	2.57	1.11	1.55
Air injection and gas extraction ON (day 340)	2.81	3.31	2.09	2.82
Only gas extraction ON (day 350)	0.38	0.13	0.22	0.08
Only gas extraction ON (day 360)	0.0	0.0	0.0	0.0
Only gas extraction ON (day 370)	0.71	0.39	0.29	0.15

3.2.2. Effects on waste and leachate

Waste biological stability was already good at the beginning of the project and it was increased by the aeration. The respiration index (RI₄) decreased from 1.64 mgO₂/gDM, measured at the beginning of the operations, to 0.55 mgO₂/gDM (33% of the initial value) after six months of operation of the aeration plant. This result was considered satisfactory in terms of abatement of residual biodegradability of the waste, in view of the excavation and of the further management of the excavated waste. Very similar initial conditions were reported for an Austrian case study where a median value of 1.7 mgO₂/gDM was calculated for the RI₄ (Hrad et al., 2013); however, no evidence of reduction was observed during the aeration project. Conversely, a higher reactivity for the deposited waste was reported for the Kuhstedt landfill case study, where the (average) initial RI₄ value of 6.2 mgO₂/gDM dropped to 2.2 mgO₂/gDM after 22 months of aeration (Ritzkowski et al., 2006).

The range of variability and average values of the RI₄ for waste sampled at different depths in the landfill before the beginning of in situ aeration and after 2, 4 and 6 months of operation are shown in Table 4. Contrary to what observed by Raga and Cossu (2014), no correlation between initial waste biological stability and landfill depth was ascertained; moreover, the effects of the aeration were clear at all depths. This latter result is probably due to the very effective leachate extraction carried out during the aeration, which enabled the significant decrease of the leachate table and the subsequent good air migration through the lower waste layers also. Actually, the average leachate head from landfill bottom dropped

from 4 to 1.5 m during the six-month landfill conditioning prior to the beginning of the excavation.

As already stated in a similar case of a landfill only partially aerated (Raga and Cossu, 2014) proper assessment of the effects of the aeration on leachate quality was not possible due to the migration into the aerated landfill of leachate from the contiguous sectors where a higher leachate head was present, as aeration (with leachate extraction) was not taking place.

The evolution of leachate quality during the aeration is visible in Table 5, where the range of variability and the average values of the relevant parameters measured every two months in the leachate samples from the monitoring wells are reported. As already observed by other authors (Öncü et al., 2012; Raga and Cossu, 2014; Ritzkowski, 2011) an increase of the average concentration values of relevant parameters was recorded after the first months of aeration, probably due to the mobilization into the leachate phase of porous water (Ritzkowski and Stegmann, 2005) and to the enhanced waste degradation fostered by aerobic conditions. A slight decrease of BOD₅, COD and ammonia nitrogen concentrations together with the increase of concentration of oxidation products (i.e. nitrate, sulfate) was observed after 6 months of aeration; however, due to the limited efficiency of diffusion processes of the injected air into leachate saturated layers in the lower part of the landfill, beneficial effects of aeration on leachate quality were not expected in such a short time.

The leachate recirculation test showed that the periodic moisture addition through leachate injection into M3 and M4 did not

Table 4

Range of variability and average values of respiration index (RI₄, mgO₂/gDM) measured at different depths before the beginning of in situ aeration and after 2, 4 and 6 months of operation.

Month	Depth						
	5 m (10 samples)		10 m (10 samples)		15 m (10 samples)		
	RI ₄ (range)	RI ₄ (average)	RI ₄ (range)	RI ₄ (average)	RI ₄ (range)	RI ₄ (average)	Average (30 samples)
0	0.52–1.83	1.22	1.41–3.06	2.10	1.20–1.81	1.61	1.64
2	0.63–2.47	1.35	1.45–2.51	1.81	0.99–2.78	1.69	1.62
4	0.64–1.31	0.91	0.19–1.46	0.76	0.64–1.75	1.20	0.95
6	0.16–0.60	0.42	0.28–1.37	0.67	0.35–0.76	0.55	0.55

Table 5

Range of variability and average values of BOD₅, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, Cl⁻ and SO₄²⁻, measured in samples of landfill leachate collected in 5 monitoring wells at the beginning of in situ aeration and after 2, 4 and 6 months of operation. n.d. = not detectable.

Month	pH	BOD ₅ (range) gO ₂ /L	BOD ₅ (average) gO ₂ /L	COD (range) gO ₂ /L	COD (average) gO ₂ /L	N-NH ₄ ⁺ (range) gN/L	N-NH ₄ ⁺ (average) gN/L	N-NO ₃ ⁻ (range) mgN/L	N-NO ₃ ⁻ (average) mgN/L	Cl ⁻ (range) g/L	Cl ⁻ (average) g/L	SO ₄ ²⁻ (range) mg/L	SO ₄ ²⁻ (average) mg/L
0	7.6	0.3–0.4	0.36	2.6–3.1	2.8	1.5–1.8	1.7	n.d.	n.d.	2.5–3.3	2.9	n.d.	n.d.
2	7.7	0.3–0.6	0.45	2.7–4.1	3.4	1.4–2.5	1.8	0.9–5.4	2.7	2.7–3.7	3.2	20–190	82
4	7.7	0.5–0.7	0.59	2.9–4.8	3.8	1.6–2.9	2.3	2.2–7.2	5.1	3.8–4.6	4.2	37–91	71
6	7.7	0.2–0.3	0.28	3.1–3.7	3.1	1.4–1.8	1.5	2.6–7.0	4.8	2.9–3.4	3.2	120–380	250

affect air migration in the waste mass; gas composition remained unaltered in the same monitoring wells. As expected, clear temperature reduction was observed in the waste during moisture addition. However, the test was carried out in a small part of the aerated landfill and for a limited amount of time, therefore no quantitative assessment can be made.

The percolation through aerated waste layers enabled a faster development of leachate oxidation processes; as an example, nitrate and sulfate concentrations reached values much higher than before recirculation, up to approximately 200 and 450 mg/L respectively, in the leachate samples extracted from aeration well P8. However, the leachate extracted from P8 was actually a mixture of the leachate percolating through the aerated layers with the legacy leachate still present in the bottom part of the landfill, therefore a quantitative assessment of the impact of leachate recirculation on leachate quality was not possible.

4. Conclusions

The Airflow technology was applied to the old landfill of Modena, in the framework of a project involving the excavation of a 19 m deep trench through the landfill, for the construction of the high velocity railway line connecting Milan to Bologna. Prior to the LFM the Airflow plant was run for 6 months, enabling the enhancement of waste biological stability and the abatement of the leachate table in the excavation area.

Gas quality in monitoring wells remained unaltered during leachate recirculation tests, proving that moisture addition can be used without affecting landfill aerobization.

Undesired temperature increase in the landfill body (as well as waste dehydration) during the aeration might be controlled by means of moisture addition through leachate recirculation. Although a beneficial effect has been observed, due to technical constraints and plant limitations it is not possible to make a quantitative assessment and a proper evaluation of this issue based on the results of this project.

During LFM, with proper adjustments of flow rates and plant set-up, biogas emissions into the excavation area from the side slopes and the adjacent non-aerated landfill sectors were minimized.

The improved waste quality resulted in negligible odor emissions during the excavation and management before the eventual disposal. Actually, despite the presence of a waste thermal treatment plant in town, due to the limited amount of combustibles and the significant presence of soil-like materials, the decision was made to deposit the excavated waste in a new landfill sector, built on top of the southern part of RSU3 landfill.

References

- Allgaier, G., Stegmann, R., 2005. Old landfills in the focus of urban land management. In: Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 3–7 October 2005.
- Cossu, R., Raga, R., Rossetti, D., 2003a. Full scale application of in Situ Aerobic stabilization of old landfills. In: Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 6–10 October 2003.
- Cossu, R., Pivato, A., Raga, R., 2003b. Preliminary risk assessment of old landfills in Italy. *Sustain. World* 8 (2003), 195–203.
- Goeschl, R., Rudland, D., 2007. Full remediation of Sharjah's old landfill. In: Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, CISA Publisher, Cagliari, Italy.
- Hrad, M., Gamberling, O., Huber-Humer, M., 2013. Comparison between lab- and full-scale applications of in situ aeration of an old landfill and assessment of long-term emission development after completion. *Waste Manage.* 33, 2061–2073.
- Jain, P., Townsend, T.G., Johnson, P., 2013. Case study of landfill reclamation at a Florida landfill site. *Waste Manage.* 33, 109–116.
- Jones, P.T., Geysen, D., Tielemans, Y., Van Passel, S., Pontikes, Y., Blanpain, B., Quaghebeur, M., Hoekstra, N., 2013. Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review. *J. Clean. Prod.* 55, 45–55.
- Marella, G., Raga, R., 2014. Use of the Contingent Valuation Method in the assessment of a landfill mining project. *Waste Manage.* 34, 1199–1205.
- Muntoni, A., Cossu, R., 1997. Influence of compost covers on landfill gas surface emissions. In: Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, 13–17 October 1997.
- Öncü, G., Reiser, M., Kranert, M., 2012. Aerobic in situ stabilization of Landfill Konstanz Dorfweihen: leachate quality after 1 year of operation. *Waste Manage.* 32, 2374–2384.
- Pivato, A., Vanin, S., Palmeri, L., Barausse, A., Mangione, G., Rasera, M., Gianluca, M., 2013. Biopotentiality as an index of environmental compensation for composting plants. *Waste Manage.* 33 (2013), 1607–1615.
- Pratt, C., Walcroft, A.S., Deslippe, J., Tate, K.R., 2013. CH₄/CO₂ ratios indicate highly efficient methane oxidation by a pumice landfill cover-soil. *Waste Manage.* 33, 412–419.
- Raga, R., Cossu, R., Lagerkvist, A., 2010. Landfilling: Planning, Siting and Design. In: Christensen, T.H. (Ed.), *Solid Waste Technology and Management*, vol. 2. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, pp. 898–913.
- Raga, R., Cossu, R., 2014. Landfill aeration in the framework of a reclamation project in Northern Italy. *Waste Manage.* 34, 683–691.
- Rettenberger, G., 1995. Results from a landfill mining demonstration project. In: Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, CISA Publisher, Cagliari, Italy, pp. 827–840.
- Ritzkowski, M., Stegmann, R., 2005. Mechanism affecting the leachate quality in the course of landfill in situ aeration. In: Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 3–7 October 2005.
- Ritzkowski, M., Heyer, K.-U., Stegmann, R., 2006. Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. *Waste Manage.* 26 (4), 356–372.
- Ritzkowski, M., 2011. How does landfill aeration impact on leachate composition. In: Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 3–7 October 2011.
- Ritzkowski, M., Stegmann, R., 2012. Landfill aeration worldwide: concepts, indications and findings. *Waste Manage.* 32, 1411–1419.
- Ritzkowski, M., Stegmann, R., 2013. Landfill aeration within the scope of post-closure care and its completion. *Waste Manage.* 33, 2074–2082.
- Wagner, J., Bilitewski, B., 2009. The temporary storage of municipal solid waste – recommendations for a safe operation of interim storage facilities. *Waste Manage.* 29, 1693–1701.