

LCA DI DIVERSE TECNOLOGIE E PROCESSI PER LA DEPURAZIONE DEL PERCOLATO DI DISCARICA: APPLICAZIONE AD UN CASO REALE

Francesco Di Maria^{1,2,*}, Federico Sisani^{1,2}

¹ LAR⁵ – Laboratory, Università di Perugia, Dipartimento di Ingegneria, Perugia.

² Consorzio CIMIS, Perugia.

Sommario – Nel presente studio si è effettuato un confronto mediante approccio LCA fra sistemi basati su tecnologie avanzate per il trattamento in-situ e sistemi convenzionali per il trattamento ex-situ del percolato generato da una discarica esistente. I trattamenti in-situ considerati sono quelli basati sull'evaporazione e sull'osmosi inversa. Come trattamento convenzionale ex-situ si è considerato il co-trattamento con reflui civili in un impianto di depurazione. I consumi di energia per l'impianto di evaporazione sono risultati compresi 40 kWh e 70 kWh elettrici e fra 18,5 kWh e 40 kWh termici per ogni m³ di percolato trattato. L'impianto di osmosi inversa consuma esclusivamente 8,5 kWh elettrici per ogni m³ di percolato trattato. Inoltre l'impianto di evaporazione richiede anche un maggiore quantitativo di reagenti. D'altro canto l'osmosi inversa restituisce circa 0,30 m³ di concentrato per ogni m³ di percolato a fronte dei circa 0,03 m³ dell'evaporazione che devono essere ulteriormente trattati ex-situ prima di poter essere definitivamente smaltiti. Lo studio di LCA ha evidenziato che i diversi scenari analizzati impattano maggiormente sulla salute umana e sulla qualità delle acque come evidenziato dai valori assunti dalle categorie di impatto: Human Toxicity non cancer; Human Toxicity cancer; Fresh Water ecotoxicity. Gli scenari basati sull'impiego di trattamenti avanzati in sito hanno dimostrato impatti molto simili anche se con valori minori per quanto riguarda l'utilizzo dell'osmosi inversa. Tale risultato è stato determinato prevalentemente dai minori consumi di energia di quest'ultima tecnologia rispetto all'evaporazione.

Parole chiave: evaporazione, impianti di depurazione, life cycle analysis, osmosi inversa, percolato.

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF DIFFERENT PROCESSES AND TECHNOLOGIES FOR LEACHATE TREATMENT: A CASE STUDY

Abstract – Different technological schemes for treating the leachate generated by an existing landfill were compared in a life cycle perspective. On-site advanced processes based on reverse osmosis and evaporation were compared to conventional off-site co-treatment with civil sewage in a wastewater treatment plant. Evaporation system required 40 kWh/m³ of electricity and 18,5 kWh/m³ of heat whereas reverse osmosis needs only 8,5 kWh/m³ of electricity. On the other hand, the amount of concentrate liquid returned by the former was

about 0,03 m³/m³ instead of the about 0,30 m³/m³ returned by the latter. Life cycle analysis showed that the impact categories most affected by the different options were human toxicity, both non-cancer and cancer, together with fresh water ecotoxicity. Larger contribution to the impacts was given by the off-site co-treatment of the leachate and/or liquid concentrate with civil sewage in the waste water treatment plant. On-site treatment schemes based on reverse osmosis and evaporation showed quite similar impacts even if the lower ones were always detected for the former mainly as a consequence of lower energetic consumptions.

Keywords: evaporation, leachate, life cycle analysis, reverse osmosis, wastewater treatment plant.

Ricevuto il 13-3-2017; Modifiche sostanziali richieste il 4-5-2017; Correzioni richieste il 27-6-2017; Accettazione finale il 25-7-2017.

1. INTRODUZIONE

Attualmente, a livello comunitario (UE28), circa il 31% dei rifiuti urbani generati risulta essere smaltito direttamente in discarica (ISPRA, 2015) rappresentando una rilevante fonte di potenziale impatto ambientale che richiede un'attenta ed accurata gestione.

Infatti, in seguito a fenomeni di lisciviazione del rifiuto dovuti prevalentemente alle acque meteoriche, le discariche producono il percolato un liquido caratterizzato da un elevato contenuto di sostanze inquinanti che deve essere opportunamente collettato e trattato per evitare la contaminazione delle acque superficiali e sotterranee. Inoltre queste sostanze quali contaminanti organici ed inorganici, agenti patogeni, metalli pesanti, azoto ammoniacale, sali inorganici e xenobiotici, rappresentano una seria minaccia per la salute umana (Wisizniowski et al., 2006).

La concentrazione di questi inquinanti è influenzata da diversi fattori quali il clima, la situazione idrogeologica, la composizione del rifiuto, il relativo livello di degradazione e stabilizzazione che possono portare ad una forte variazione spaziotemporale delle caratteristiche del percolato (Kjeldsen et al., 2002; Renou et al., 2008; Schiopu and Gravilescu, 2010; Slack et al., 2005; Xie et al., 2015) (Tabella 1).

* Per contatti: via G. Duranti 93, 06125 – Perugia.
Tel. 075.5853738; fax 075.5853703.
E-mail: francesco.dimaria@unipg.it, sisaniif@gmail.com.

Tabella 1 – Concentrazioni medie dei principali inquinanti nel percolato in funzione all'anzianità della discarica (Foo and Hameed, 2009)

Concentrazione inquinanti	Livello di anzianità della discarica		
	Giovane	Intermedio	Stabilizzata
Anni	<5	5-10	>10
pH	5,8-8,2	6,9-8,38	7-9,4
COD(g/L)	10,5-70,9	3,18-50	0,1-10
COD/BOD ₅	0,05-0,7	0,07-0,33	0,01-0,37
COT/COD	>0,3	0,1-0,3	<0,1
Sostanza organica (%VFA)	70-90	20-30	-
Azoto totale (g/L TKN)	0,075-13	1,1-1,67	0,192-1,68
NH ₃ -N (g/L)	0,01-13	0,743-5,5	0-1,59
Fe (mg/L)	2,7	1,28-76	4,1-26
Mn (mg/L)	0,04	0,028-16,4	0,13-15,5
Ba (mg/L)	-	0,006-0,64	0,15
Cu (mg/L)	-	0,12-0,78	0,005-0,08
Al (mg/L)	-	0,02-0,92	1-2
Si (mg/L)	-	3,72-10,48	<5

In altri termini i sistemi di trattamento e depurazione del percolato devono essere in grado di far fronte alle mutate e mutande caratteristiche del percolato che si verificano durante tutta la vita utile e durante la gestione post-mortem della discarica.

Le soluzioni più diffuse per il trattamento del percolato possono essere raggruppate in:

- 1) Trattamenti in sito;
- 2) Trattamenti fuori sito.

A loro volta questi possono essere suddivisi in trattamenti convenzionali e trattamenti avanzati (Renou et al., 2008).

I principali trattamenti convenzionali sono rappresentati da: Trasporto del percolato per co-trattamento con reflui civili presso impianti di depurazione; biodegradazione mediante processi aerobici ed anaerobici; trattamenti chimico/fisici quali l'ossidazione chimica, la precipitazione, l'adsorbimento, la coagulazione, la flocculazione, la flottazione e lo stripping con aria.

Tali trattamenti risultano efficaci nel rimuovere specifiche sostanze inquinanti, in determinate condizioni, e vengono quindi solitamente utilizzati in combinazione fra di loro, ma risultano poco idonei a garantire sempre elevati standard di rimozione al variare delle caratteristiche del percolato.

Per tale ragione sono state sviluppate tecnologie e processi innovativi in grado di garantire costantemente elevati standard depurativi anche nelle con-

dizioni operative più sfavorevoli e gravose. Queste tecnologie sono rappresentate dall'osmosi inversa (OI) e dall'evaporazione. Giova comunque ricordare come riportato in letteratura e come riportato anche nel presente lavoro che in serie al processo di evaporazione viene adottato un ulteriore trattamento quale l'OI con lo scopo di rimuovere le ulteriori tracce di inquinanti che rimangono all'interno del liquido separato a valle del processo di evaporazione. Di fatto questo fa sì che gli impianti di evaporazione siano impianti combinati nei quali tuttavia l'OI ha un ruolo importante ma non preponderante, anche dal punto di vista impiantistico, nel processo complessivo di rimozione degli inquinanti. Per tale ragione, nel seguito, tali impianti continueranno ad essere identificati come impianti di evaporazione.

Ushikoshi et al. (2002) ha dimostrato come l'OI sia in grado di rimuovere gli inquinanti dal percolato con una efficienza che può superare anche il 99%. Prestazioni simili sono anche riportate per gli impianti ad evaporazione (Di Palma et al., 2002). Entrambe queste tecnologie restituiscono un liquido depurato con elevati standard qualitativi ed un liquido concentrato che deve essere ulteriormente trattato, generalmente fuori sito, prima di essere definitivamente reimmesso nell'ambiente.

Renou et al. (2008) indicano l'OI quale sistema con le maggiori prospettive di successo ed efficacia per il trattamento del percolato di discarica riportando una capacità di riduzione degli inquinanti riferita al COD ed ai metalli pesanti rispettivamente del 98% e del 99% a fronte di un consumo energetico pari a 5 kWh/m³. Risultati simili sono anche riportati nello studio di Chianese et al. (1999) dove viene indicata una capacità di rimozione del COD mediante OI compreso fra il 97,2% ed il 99,6% in base al valore della pressione di esercizio. Per quanto riguarda il trattamento del percolato di discarica mediante processo di evaporazione, Di Palma et al. (2002) riportano una riduzione del COD per la frazione evaporata pari al 99%. Implementando il trattamento del distillato mediante un successivo stadio di OI la riduzione complessiva del COD riportata è risultata essere > 99,8%. Efficienze di rimozione simili vengono anche riportate dallo stesso autore per i sali ed i metalli pesanti.

Per quanto riguarda le efficienze di rimozione degli inquinanti mediante altri processi e trattamenti avanzati si registra una capacità di rimozione del COD del 97,3% tramite una sequenza di trattamenti basati su reattori in discontinuo tipo SBR, coagulazione con solfato poliferrico unito a Feton

e filtri biologici aerati a flusso ascendente (Li et al., 2009).

Foo and Hameed (2009) riportano nel loro studio l'efficienza nella rimozione degli inquinanti dal percolato mediante processo di adsorbimento con carboni attivi riferita ad un impianto su scala reale. I risultati evidenziano una capacità di rimozione del COD pari al 91% partendo da un valore iniziale di 940 mg/L ed una efficienza di rimozione dei metalli pesanti (Cd, Cu, Cr, Mn, Pb e Zn) compresa fra l'80% ed il 96%. L'efficienza nella rimozione degli inquinanti dal percolato mediante processi biologici è stata analizzata negli studi di Xu et al. (2010) e di Wang et al. (2010). Il primo riporta una efficienza nella rimozione del COD < 10%, con COD iniziali compresi fra 1.000 mg/L e 4.000 mg/L, mentre il secondo riporta efficienze pari al 28% per un COD in ingresso pari a 540 mg/L.

Da quanto su scritto si evince come gli studi riportati in letteratura siano prevalentemente incentrati sull'efficienza ed efficacia di rimozione degli inquinanti senza considerare ulteriori aspetti quali il consumo di energia, di materiali e di reagenti.

Per tale ragione con il presente studio si è voluto procedere a confrontare mediante un approccio di ciclo di vita (LCA) le prestazioni ambientali di differenti soluzioni tecnologiche e di processo per il trattamento del percolato generato da una discarica esistente. In particolare trattamenti innovativi in sito basati sull'OI e sull'evaporazione sono stati confrontati con il co-trattamento in impianti di depurazione per acque civili. In ogni caso, coerentemente con l'attuale sistema di trattamento del percolato della discarica esaminata, si è considerato di trattare i concentrati restituiti dai due processi innovativi fuori sito presso impianti di depurazione per acque civili.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Lo scenario base (BS)

La discarica per Rifiuti non pericolosi considerata nel presente studio ha iniziato le sue attività nel 1995 per smaltire rifiuti urbani provenienti prevalentemente da trattamento meccanico biologico finalizzato alla biostabilizzazione (Di Maria et al., 2013, 2014). Le analisi merceologiche effettuate dal gestore della discarica durante il periodo in esame restituiscono i seguenti valori medi espressi in percentuale in massa: frazione organica 30,5%; carta, cartone e legno 13,6%; plastica 14,6; tessile 9%; vetro ed inerti 5,2%; metalli 4,3%; pannolini 16%; sottovaglio (<20mm) 2,8; altro 4%. Attualmente il livello della raccolta differenziata nell'area servita dalla discarica è pari a circa il 50%, praticamente identica alla percentuale di rifiuti riciclati.

Come è noto la produzione di percolato nonché la sua composizione sono funzione di differenti fattori fra i quali i più importanti sono rappresentati dalle precipitazioni e dalla composizione dei rifiuti smaltiti, dal clima, dalla tipologia costruttiva di discarica (a ridosso di pendio nel caso specifico) e dai metodi di coltivazione della stessa.

Tuttavia dai dati disponibili si è potuta evidenziare negli ultimi anni una stretta proporzionalità fra la produzione di percolato ed altri due importanti fattori quali la quantità di rifiuti smaltiti (Figura 1a) e le precipitazioni medie annue (Figura 1b). Il legame di proporzionalità fra precipitazioni meteoriche e produzione di percolato è ovvio, essendo, come noto, il fenomeno delle infiltrazioni di tali acque fra le prime cause di produzione di percolato. Invece, per quanto riguarda il legame riscontrato con il quantitativo di rifiuti annui smaltiti questo deriva dalla maggiore ampiezza dell'area interessata dalle ope-

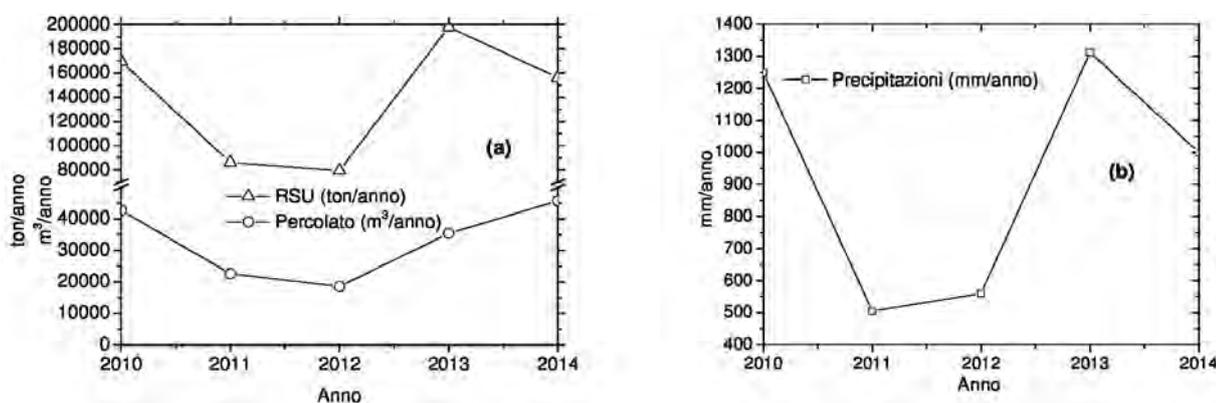


Figura 1 – Rifiuti solidi urbani (RSU) conferiti e percolato prodotto (a) e precipitazioni annue medie (b) relative alla discarica considerata dal 2010 al 2014

Tabella 2 – Caratteristiche del percolato della discarica

Parametro	2010 (n=4)	2011 (n=4)	2012 (n=4)	2013 (n=4)	2014 (n=4)
pH/σ	7,97/0,21	8,08/0,438	7,53/0,58	7,84/0,23	7,88/0,20
EC/σ (mS/cm)	15,82/5,18	17,19/8,31	20,25/4,24	22,130/4,804	23,493/3,065
COD/σ (mg/L)	4,434/1,910	4,680/2,422	11,737/10,045	9,694/3,810	9,831/2,842
N-NH ₄ ⁺ /σ (mg/L)	1,668/613	2,036/459	2,169/573	2,614/329	2,847/434
Cloruri/σ (mg/L)	2,712/1,545	2,021/949	2,583/1,774	3,326/669	3,993/704
As/σ (mg/L)	0,06/0,04	0,079/0,071	0,043/0,028	0,07/0,01	0,065/0,009
Cd/σ (mg/L)	0,01/0,014	0,005/0,003	0,004/0,001	0,005/0,003	0,003/0,001
Cr tot./σ (mg/L)	1,24/0,531	1,19/0,83	3,910/3,408	1,35/0,26	4,490/3,346
Cr VI/σ (mg/L)	0,10/0,145	0,035/0,017	0,08/0,00	0,15/0,08	0,18/0,08
Fe/σ (mg/L)	10,31/2,334	9,01/6,15	26,21/28,27	10,80/5,69	44,61/49,73
Hg/σ (mg/L)	0,003/0,002	0,005/0,004	0,004/0,000	0,004/0,0037	0,004/0,002
Ni/σ (mg/L)	0,235/0,069	0,21/0,14	0,74/0,594	0,30/0,07	0,88/0,68
Pb/σ (mg/L)	0,078/0,019	0,08/0,07	0,535/0,191	0,07/0,065	0,151/0,102
Cu/σ (mg/L)	0,093/0,021	0,056/0,036	0,265/0,148	0,08/0,016	0,188/0,130
Zn/σ (mg/L)	0,59/0,167	0,425/0,308	2,32/0,24	0,460/0,104	1,780/1,526

Legenda: σ= deviazione standard.

razioni di abbancamento, detto anche fronte di avanzamento della discarica. Infatti il fronte di avanzamento viene solitamente ricoperto giornalmente, al termine delle operazioni di abbancamento, con teli impermeabili mobili che non hanno la stessa efficacia delle impermeabilizzazioni permanenti risultando quindi meno efficaci rispetto all'infiltrazione delle acque meteoriche. Come risulta dalle analisi effettuate dal gestore negli anni 2010-2014, le caratteristiche del percolato prodotto (Tabella 2) risultano essere quelle tipiche di una discarica con livello di anzianità intermedio (Tabella 1).

Per quanto riguarda il gas di discarica, questo viene captato ed utilizzato per produrre energia elettrica in un impianto di co-generazione con motori a combustione interna con potenza complessiva da 2.000 kW elettrici. Dall'analisi statistica dei dati risulta che tale impianto recupera circa 1,4 kW elettrici per ogni m³ di gas con un contenuto medio di metano compreso fra il 50% v/v ed il 54% v/v. Il quantitativo di gas captato ed utilizzato nei motori è risultato essere pari a: circa 2.200.000 m³ nel 2010; circa 3.200.000 m³ nel 2011; circa 4.000.000 m³ nel 2012; circa 3.200.000 m³ nel 2013; circa 4.200.000 m³ nel 2014.

Il sistema di trattamento attuale del percolato è basato su di un sistema misto in sito e fuori sito. Il trattamento in sito è basato su di un impianto di evaporazione (Figura 2) in grado di trattare mediamente 45 m³/giorno corrispondenti a circa il 33% dell'intero quantitativo di percolato prodotto (2014). Il restante 67% viene co-trattato fuori sito

presso un impianto di depurazione per acque civili distante circa 170 km dalla discarica.

Nel trattamento in sito il percolato viene preliminarmente stoccato in apposite vasche. Prima di essere inserito nel primo dispositivo di evaporazione il TC60000, con capacità massima di trattamento pari a 60 m³/giorno, il percolato viene sottoposto ai seguenti principali pre-trattamenti, acidificazione con HCl e aggiunta di antischiuma. All'interno del TC60000 la temperatura viene mantenuta a 90°C tramite una resistenza elettrica mentre la pressione viene mantenuta a 70 kPa da un estrattore volumetrico. La frazione evaporata viene inviata ad uno scambiatore di calore per essere condensata e poi processata in una unità di OI con le seguenti principali caratteristiche: 2 stadi; pressione operativa 41 bar; numero di membrane 1° stadio pari a 5; numero di membrane 2° stadio pari a 4; diametro membrane 10 cm; lunghezza membrane 100 cm; materiale delle membrane polyamide; superficie specifica di filtrazione pari a 18 m²/m³/h. La frazione concentrata estratta dal TC60000 viene inviata ad un secondo stadio di evaporazione RW3000, con capacità di trattamento di 3 m³/giorno. Nell'RW3000 la temperatura viene mantenuta a 70 °C tramite il calore recuperato dal circuito di raffreddamento dei cilindri di due co-generatori esistenti mentre la pressione viene mantenuta a 10 kPa da un eiettore. La capacità di trattamento dell'RW3000 è la principale causa del minore quantitativo di percolato in ingresso al TC60000 rispetto alla sua capacità massima. Anche in questo caso la

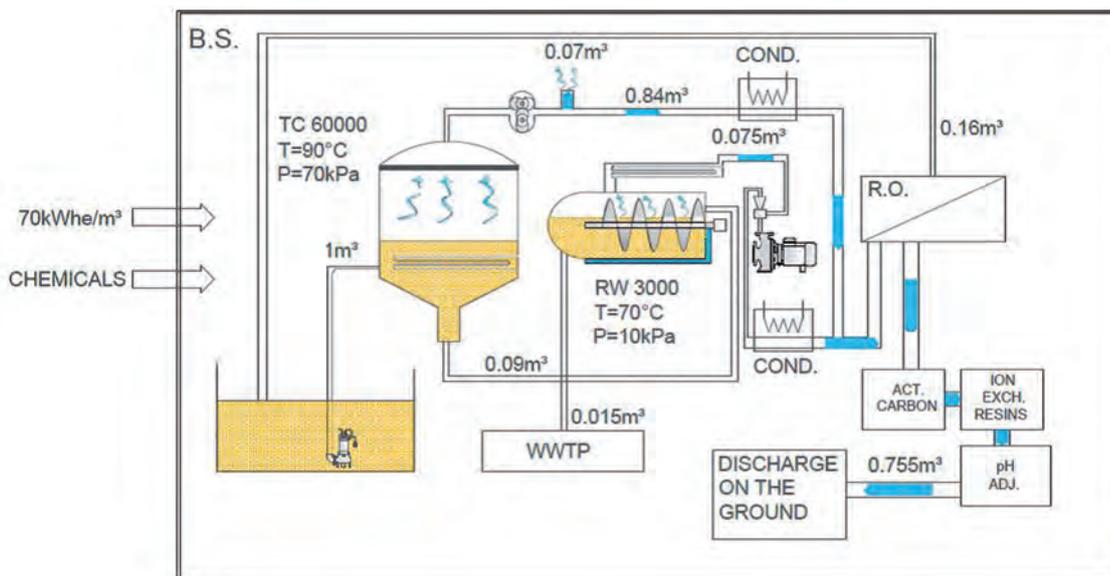


Figura 2 – Schema dell'impianto di evaporazione dello scenario base (BS)

frazione evaporata viene condensata ed inviata alla stessa unità di OI. Il concentrato restituito dall'RW3000 viene inviato a co-trattamento esterno presso l'impianto di depurazione prima detto mentre il concentrato dall'OI viene reimpresso nella vasca di accumulo del percolato. Il permeato dell'OI prima di essere scaricato nel corpo idrico recettore viene sottoposto ad un'ulteriore filtrazione con carboni attivi e resine a scambio ionico ed alla correzione del pH.

Come rilevato dal gestore per ogni m³ trattato l'impianto consuma 70 kWh di energia elettrica, 64% della quale necessaria per la resistenza termica ed ausiliari del TC60000, e 46 kWh termici forniti interamente dal calore recuperato dai co-generatori. I consumi elettrici degli altri principali componenti sono: 11% per RW3000; 10% per l'OI; 15% altri componenti. Inoltre l'impianto richiede anche dei reagenti chimici necessari alla manutenzione ed alla gestione del processo (Tabella 3).

Tabella 3 – Consumo di energia, di reagenti e quantitativi inviati a trattamento fuori sito per m³ di percolato per i diversi scenari considerati

Parametro	UM	BS	MS1	MS2
<i>Uscita</i>				
Permeato	m ³	0,755	0,9	0,66
Concentrato	m ³	0,015	0,03	0,30
COD Conc.	kg	232	232	23,4
NH ₄ ⁺ Conc.	kg	3,00	3,00	9,00
<i>Inputs dalla tecnosfera (chemicals/energia)</i>				
Calore	kWh	46	18,4	-
Elettricità	kWhe	70,0	40,0	8,50
HCl	kg	14	10,2	-
H ₂ SO ₄	kg	0,13	0,11	5,88
Antischiuma (Si/H ₂ O)	kg	0,17/2,23	0,084/1,116	-
Prodotto acido per OI (HNO ₃ /H ₂ O)	kg	1E-3/1E-3	0,045/0,045	0,025/0,025
NaOH	kg	0,08	0,067	-
Antibatterico (CH ₂ NS ₂ /H ₂ O)	kg	0,04/0,23	0,036/0,204	-
Prodotto alcalino per l'OI (KOH/NaOH/C ₂₈ H ₂₂ /H ₂ O)	kg	4,8E-3/1,6E-3/ 8E-4/8,8E-3	0,053/0,0177/ 8,85E-3/0,0974	0,0372/0,0124/ 6,2E-3/0,0682
Percolato inviato a trattamento fuori sito	%	67	0	0

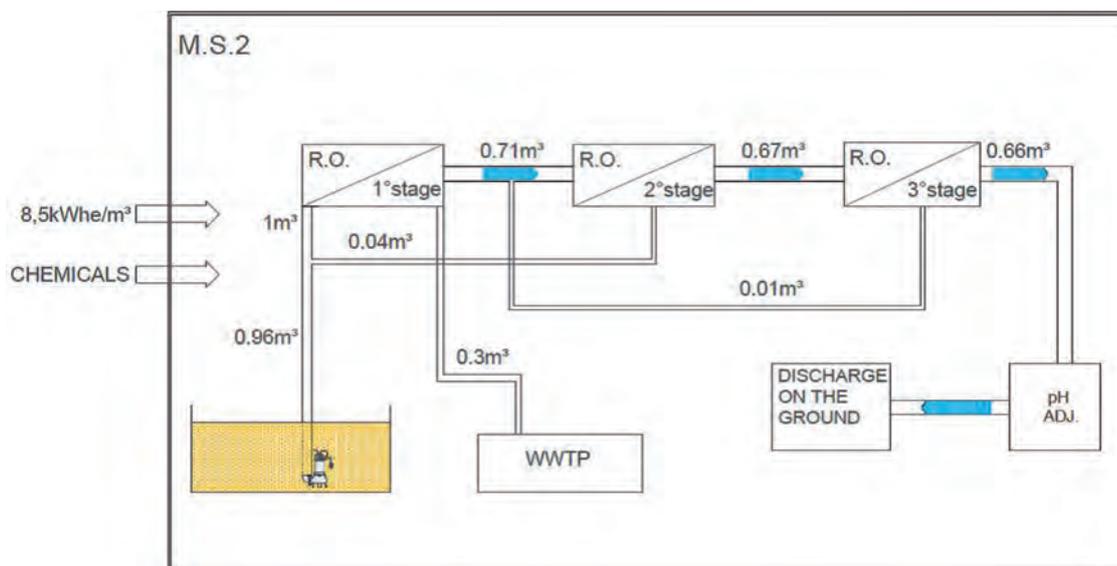


Figura 4 – Schema dell'impianto di osmosi inversa del secondo scenario modificato (MS2)

pari a $39 \text{ m}^2/\text{m}^3/\text{h}$ mentre il terzo è costituito da 10 moduli con superficie specifica di $30 \text{ m}^2/\text{m}^3/\text{h}$, entrambi operanti ad una pressione di 60 bar. La quantità di concentrato scaricato dall'impianto e trattato fuori sito è pari al 30% del quantitativo di percolato in ingresso. Il consumo di energia e di reagenti è riportato nella Tabella 3. Per quanto riguarda la correzione del pH, come proposto dal costruttore, questa avviene mediante una torre di aerazione senza la necessità di aggiungere reagenti basici (NaOH).

2.2.3. Terzo scenario modificato (MS3)

Il terzo scenario modificato considerato è rappresentato dal co-trattamento dell'intero quantitativo di percolato fuori sito presso l'impianto di depurazione considerato presso il quale già si invia la quantità di percolato generato e non trattato in sito nello scenario BS.

2.3. Analisi del ciclo di vita

L'analisi del ciclo di vita è stata condotta seguendo le indicazioni delle norme ISO 14040 e 14044 nonché le linee guida riportate nell'ILCD Handbook del JRC della commissione europea (EC, 2011; ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006). I calcoli sono stati effettuati utilizzando il programma SimaPro 8.2 (Goedkoop et al., 2016).

2.3.1. Obiettivi e contesto

Lo scopo dell'analisi del ciclo di vita (LCA) condotta nel presente studio è stato quello di valutare e confrontare l'impatto globale di diversi schemi

e tecnologie per il trattamento del percolato prodotto da una discarica esistente. Questo studio è stato effettuato su richiesta del gestore della discarica. I relativi risultati saranno considerati nelle future decisioni in merito al potenziamento/sostituzione dell'impianto esistente. I diversi scenari considerati influenzano il consumo di reagenti, i consumi di energia, i trasporti ed i quantitativi di percolato/ concentrato trattati fuori sito. Per tenere quindi conto di tali aspetti si sono espansi i confini del sistema (sistema in espansione). Inoltre, pur essendo utile a supportarle, dai risultati di tale studio non scaturiranno decisioni definitive per cui, coerentemente con le indicazioni riportate nel manuale ILCD del Joint Research Center della commissione europea (EC, 2010) ed esaminando le interazioni che i sistemi considerati hanno con l'esterno, la situazione di contesto risultante è di tipo C1.

2.3.2. Limiti del Sistema, unità funzionale e struttura dell'inventario del ciclo di vita

L'unità funzionale dei sistemi analizzati è il trattamento di 1 m^3 di percolato prodotto dalla discarica considerata che è stato assunto anche come flusso di riferimento per le analisi effettuate. Le principali grandezze in ingresso al sistema sono: il percolato; l'energia; combustibili e reagenti. Si è considerato il mix energetico italiano costituito da: 37% gas naturale; 15% carbone; 5% olio combustibile; 13% idroelettrico; 5,5% fotovoltaico; 4,4% eolico; 4,5% bioenergia; 1,6% geotermico; 14% importazioni. Le principali quantità in uscita dal sistema sono le emissioni

dirette derivanti dall'immissione dei liquidi depurati sia in sito che fuori sito, nonché quelle indirette derivanti dal consumo di energia e di reagenti. Le grandezze in uscita dal sistema non sono in grado di influenzare quelle in ingresso. In base a queste considerazioni la struttura del ciclo di vita risulta essere di tipo attribuzionale. Vista la mancanza di dati sperimentali diretti, al fine di non introdurre delle parzialità che potrebbero influenzare in maniera significativa i risultati dello studio ed al fine di evidenziare l'impatto derivante dal fabbisogno di energia e reagenti dei diversi scenari analizzati, si è assunto che la qualità dei diversi liquidi depurati sia in sito sia fuori sito sia identica a quella ottenuta dal co-trattamento nell'impianto di depurazione delle acque reflue civili (Tabella 4) (Wernet et al., 2016).

2.3.3. *Analisi dell'inventario degli scenari considerati*

L'inventario dello BS è stato realizzato sulla base dei dati forniti dal gestore della discarica relativi agli effettivi consumi di energia e di reagenti consumati nel 2014 (Tabella 3). Per gli scenari modificati MS1 e MS2 si è fatto riferimento ai consumi di energia e di reagenti indicati dai costruttori dei relativi impianti (Tabella 3). Per tutti gli scenari su menzionati l'HCl e l'H₂SO₄ sono usati come pre-trattamento correttivi del pH al fine di spostare l'equilibrio dell'ammoniaca da NH₃ a NH₄⁺ prima del processo di evaporazione e di OI. L'antischiuma è una soluzione di Si e acqua in rapporto in peso di 0,17:2,23 e 0,084:1,116 per m³ di percolato trattato rispettivamente per BS e MS1. Le soluzioni acide ed alcaline sono necessarie per le operazioni di pulizia delle membrane derivanti dalla presenza dei metalli pesanti e di composti organici. La frequenza delle operazioni di pulizia delle membrane è influenzata dalla concentrazione di tali sostanze nel percolato e mediamente viene effettuata ogni 6.000 m³ di percolato trattati. La soluzione acquosa di CH₂NS₂ nel rapporto in peso di 0,04:0,23 e 0,036:0,204 è usata come battericida negli evaporatori rispettivamente dello BS e del MS1. NaOH è invece usato come correttore del pH prima di scaricare il liquame trattato nel corpo idrico ricettore. Ulteriori informazioni riguardanti l'inventario dei processi considerati per la produzione di 1 kg di reagenti si rimanda al materiale supplementare MS1, MS2 e MS3. Tali inventari sono stati costruiti utilizzando dati medi di mercato disponibili nella banca dati Ecoinvent 3.0 (Wernet et al., 2016).

Non è stato ricompreso nello studio l'impatto derivante dalla sostituzione di componenti e parti degli impianti.

L'inventario dello scenario MS3 è stato derivato dalla banca dati Ecoinvent 3.0 (Wernet et al., 2016) relativa ad impianti di depurazione delle acque civili svizzeri con capacità pari a 71,100 abitanti equivalenti (Tabella 4). Sia la tecnologia sia gli standard qualitativi relativi ai liquami scaricati risultano coerenti con quelli dell'area considerata (Di Maria et al., 2016). Al fine di considerare l'incremento di consumo in termini di energia e di reagenti nonché di emissioni si è utilizzato un coefficiente moltiplicativo dei singoli input dell'inventario dell'impianto di depurazione definito dall'equazione (1) dove COD_{in} è il valore del COD del concentrato e/o del percolato trattato dall'impianto e COD_{des} è il valore del COD delle acque reflue civili in ingresso all'impianto pari a 600 mg/L (Wernet et al., 2016). Nei calcoli sono state usate le portate effettive di percolato/concentrato in ingresso all'impianto di depurazione.

$$CM = \frac{COD_{in}}{COD_{des}} \quad (1)$$

Per tutti gli scenari considerati le emissioni dovute ai trasporti del percolato/concentrato verso l'impianto di trattamento fuori sito sono state assunte pari a quelle di un automezzo da 32 tonnellate alimentato a gasolio conforme alle emissioni Euro 4 (Wernet et al., 2016).

2.3.4. *Scelta delle categorie d'impatto*

Il metodo di valutazione dell'impatto scelto è stato quello dell'ILCD Midpoint 2011 (EC, 2012). Le categorie d'impatto considerate sono state (Tabella 5): Global Warming Potential at 100 years (GWP); Ozone Depletion Potential (ODP); Human toxicity, non-cancer effects (HTnc); Human toxicity, cancer effects (HTc); Particulate matter (PM); Photochemical Ozone Formation (POF); Acidification (A); Eutrophication Terrestrial (ET); Fresh Water Eutrophication (FWE); Fresh water ecotoxicity (FWec); Water resource depletion (WRD); Mineral, fossil and renewable Resource Depletion (RD). Al fine di evidenziare quale delle riportate categorie d'impatto risulta essere maggiormente interessata dagli scenari analizzati si è utilizzata una procedura di normalizzazione basata su fattori di normalizzazione riferiti alle emissioni medie procapite dei cittadini dell'UE 27 riferiti all'anno 2010.

Tabella 4 – Inventario per l'impianto di depurazione delle acque reflue civili per m³ di liquame trattato

Parametro	Valore	U.M.	Parametro	Valore	U.M.
<i>Emission to air</i>					
NO _x	6,9E-4	kg	CH ₄ , biogenic	5,02E-4	kg
Lead	1,75E-10	kg	Aluminium	1,41E-6	kg
CO ₂ , biogenic	0,19	kg	Phosphorus	1,33E-6	kg
NMVOC	2,28E-6	kg	CO, biogenic	1,7E-4	kg
SO ₂	8,86E-4	kg	Chromium	2,73E-13	kg
N ₂ O	1,03E-4	kg	Ammonia	3,56E-4	kg
<i>Emission to water</i>					
COD	0,03	kg	Phosphate	1,46E-5	kg
Nitrite	6,44E-4	kg	TOC	1,03E-4	kg
Lead	9,49E-7	kg	TOC, river	7,3E-3	kg
Lead, long	3,36E-7	kg	Phosphate, long	1,56E-4	kg
Sulphate, long	2,37E-3	kg	Sulphate	0,1449	kg
Chloride	0,04	kg	COD, long	2,6E-4	kg
Phosphate, river	2,7E-3	kg	BOD ₅ , river	9,82E-3	kg
BOD ₅ , long	8,56E-5	kg	Nitrate, long	5,13E-5	kg
Ammonium, ion	0,011	kg	Nitrate, river	0,048	kg
Nitrogen, river	5,95E-4	kg			
<i>Emission to soil</i>					
Sulphur	5,7E-4	kg	Chromium	2,97E-6	kg
Aluminium	6,7E-3	kg	Lead	2,33E-6	kg
Carbon	4,9E-4	kg			

Tabella 5 – Categorie d'impatto e relativi fattori di normalizzazione

Categorie d'impatto	U.M.	Fattori di normalizzazione EU27 (2010)	U.M.
Global warming potential – GWP	kgCO ₂ eq.	1,10E-04	kgCO ₂ eq./a.
Ozone depletion layer – ODP	kgCFC-11 eq.	46,3	kgCFC-11 eq./a.
Human toxicity, non-cancer effects – HTnc	CTUh	1876	CTUh
Human toxicity, cancer effects – HTc	CTUh	27100	CTUh
Particulate matter – PM	kgPM2.5 eq.	2,63E-01	kgPM2.5 eq./a.
Photochemical ozone formation – POF	kgNMVOC eq.	3,15E-02	kgNMVOC eq./a.
Acidification – A	molc H ⁺ eq.	2,11E-02	molc H ⁺ eq./a.
Eutrophication terrestrial – ET	molc N eq.	5,68E-03	molc N eq./a.
Fresh water eutrophication – FWE	kg P eq.	6,76E-01	kg P eq./a.
Fresh water ecotoxicity – FWec	CTUe	1,14E-04	CTUe/a.
Water resource depletion – WRD	m ³ water eq.	1,23E-02	m ³ water eq./a.
Min., foss. & ren. Res. Depletion – RD	kg Sb eq.	9,9	kg Sb eq./a.

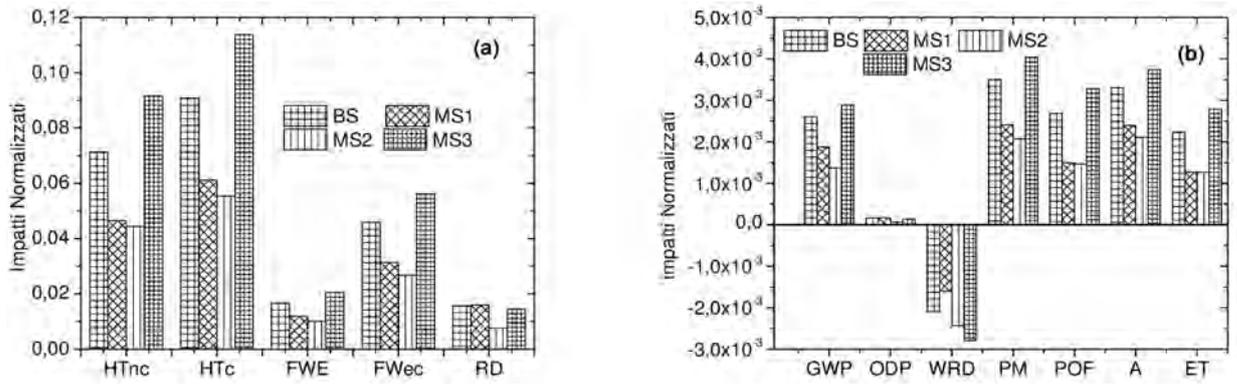


Figura 5 – Impatti normalizzati più (a) e meno (b) interessati dai diversi scenari per m³ di percolato trattato

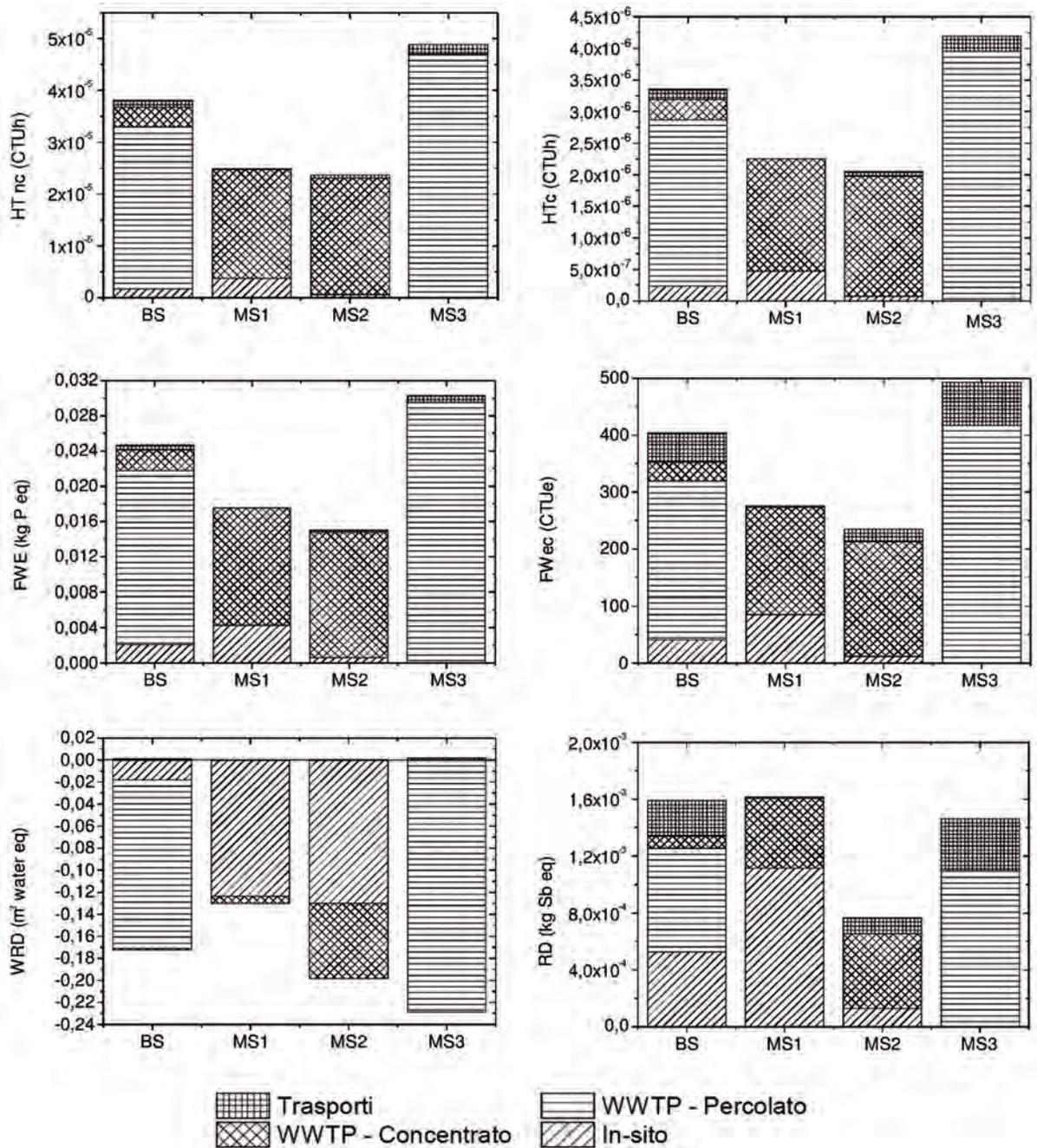


Figura 6 – Caratterizzazione degli impatti HTnc, HTc, FWE, FWec, WRD, RD e contributo delle principali attività per m³ di percolato trattato

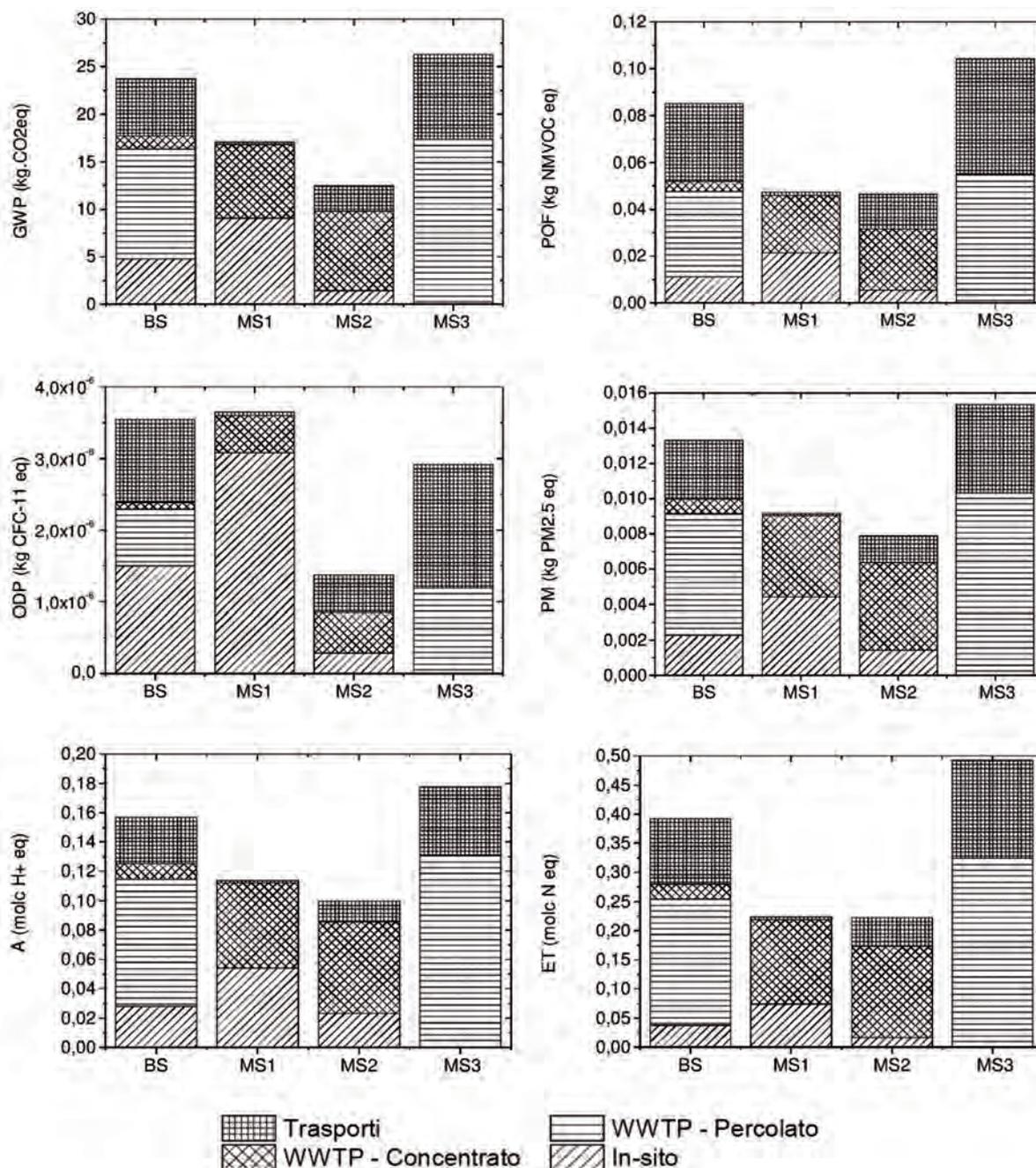


Figura 7 – Caratterizzazione degli impatti GWP, POF, ODP, PM, A, ET e contributo delle principali attività per m³ di percolato trattato

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

La procedura di normalizzazione evidenzia come le categorie di impatto maggiormente interessate dai diversi scenari risultano essere la tossicità umana non cancerogena (HTnc) e cancerogena (HTc), l'eutrofizzazione delle acque (FWE) e l'ecotossicità delle acque (FWeco) nonché il consumo di risorse (RD) (Figura 5a). Il valore di queste categorie d'impatto normalizzate risulta essere due ordini di grandezza superiore rispetto alle altre categorie normalizzate (Figura 5b).

In ogni caso i valori più alti sono stati riscontrati sempre per lo scenario MS3 dove tutto il percolato prodotto viene co-trattato fuori sito presso l'impianto di depurazione delle acque civili considerato. Gli scenari modificati MS1 e MS2 dimostrano valori degli impatti normalizzati abbastanza simili anche se quelli relativi al MS2, trattamento in sito con sola OI, hanno in generale valori più bassi. Nelle Figure 6 e 7 viene riportata la caratterizzazione delle diverse categorie d'impatto evidenziando il contributo derivante dalle principali attività relative alla gestione/ trattamento del percolato.

lato quali: il trattamento in sito; il trattamento fuori sito del percolato; il trattamento fuori sito del concentrato; i trasporti. Il trattamento del percolato e/o del concentrato generato dai trattamenti in sito di evaporazione ed OI rappresenta l'attività che contribuisce in maniera preponderante alla determinazione del valore assunto da ogni singola categoria ed in particolare da HTnc, HTc, FWE e FWec. Il contributo dei trasporti risulta essere trascurabile per lo scenario MS1. Viceversa, per le categorie d'impatto "potenziale della riduzione dello strato di ozono" (ODP) e "formazione fotochimica dell'ozono" (POF) relative agli scenari BS e MS3 il contributo dei trasporti risulta essere anche >50%.

La caratterizzazione dimostra anche che il maggiore impatto mediamente riscontrato per lo scenario MS1 rispetto allo scenario MS2 è dovuto prevalentemente alle emissioni indirette dei trattamenti in sito dovute al consumo di energia e di reagenti che sono maggiori per MS1 (Tabella 3). La re immissione di parte del percolato trattato sotto forma di acqua depurata nel corpo idrico ricettore determina un beneficio ambientale netto della categoria d'impatto WRD per tutti gli scenari considerati. Le emissioni che contribuiscono in maniera determinante al valore assunto dalle categorie d'impatto maggiormente interessate dagli scenari analizzati sono: l'emissione di Cr_{VI} in acqua per quanto riguarda la categoria d'impatto HTc con un contributo >80% rispetto alle altre emissioni quali il Cr in aria e nel terreno, il Ni nell'acqua e il Hg nel terreno; l'emissione di Zn nel terreno per quanto riguarda la categoria d'impatto HTnc con un contributo >70% rispetto alle altre principali emissioni quali Hg e Pb nel terreno, lo Zn e l'As in acqua e lo Zn ed il Hg in aria; l'emissione di fosfati in acqua per quanto riguarda la categoria d'impatto FWE; le emissioni di Cu, Zn e Cr_{VI} per quanto riguarda la categoria d'impatto FWec con un contributo rispettivo pari a circa il 53%, il 19% ed l'8%.

I minori impatti determinati per i trattamenti in sito che utilizzano l'OI e l'evaporazione sono in linea con i già citati risultati riportati negli studi di Renou et al. (2008) e di Di Palma et al. (2002).

Dal punto di vista ambientale l'elevata incidenza del trattamento del percolato di scarica sull'ecotossicità e sulla tossicità umana viene riportata anche nello studio di LCA effettuato da Damgaard et al. (2011). Simili conclusioni sono anche riportate nello studio di LCA effettuato da Abdul et al. (2011) che analizza l'impatto delle emissioni del-

le scariche anche in presenza di sistemi di trattamento.

In uno studio comparativo fra diverse opzioni per la gestione ed il trattamento di acque nere Thibodeau et al. (2014) riporta che i sistemi basati sull'OI generano i minori impatti sulla salute umana anche se i costi di gestione e trattamento risultano più elevati.

4. CONCLUSIONI

I sistemi di trattamento del percolato di scarica basati su tecnologie avanzate quali l'osmosi inversa e l'evaporazione risultano essere quelli più efficienti sia per quanto riguarda la rimozione degli specifici inquinanti sia per quanto riguarda gli impatti globali valutati mediante approcci di ciclo di vita. La soluzione basata sul co-trattamento del percolato in impianti di depurazione di acque civili ha dimostrato sempre i maggiori impatti.

L'osmosi inversa risulta caratterizzata da un valore dell'impatto generalmente leggermente inferiore rispetto all'evaporazione poiché necessita di un minore apporto di energia e di reagenti. In particolare il consumo energetico è il fattore che penalizza maggiormente l'evaporazione anche se questa tecnologia risulta in grado di restituire la minore quantità di concentrato da dover ulteriormente trattare.

Le categorie d'impatto più interessate dal trattamento del percolato sono risultate essere la tossicità umana, sia non cancerogena sia cancerogena, l'eutrofizzazione e l'ecotossicità delle acque. Anche in questo caso il maggiore contributo si è rilevato essere dovuto al trattamento e co-trattamento fuori sito del percolato e del concentrato presso impianti di depurazione delle acque civili.

Sulla base di questi risultati si possono effettuare le seguenti principali raccomandazioni:

- 1) minimizzare il trattamento/co-trattamento fuori sito del percolato di scarica presso impianti di tipo biologico;
- 2) preferire sistemi di trattamento in sito basati su tecnologie avanzate quali l'evaporazione e l'osmosi inversa;
- 3) l'osmosi inversa risulta in generale da preferire.

L'ipotesi di considerare identica la qualità delle acque depurate scaricate dai diversi sistemi di trattamento considerati ha permesso di mettere in evidenza aspetti legati prevalentemente al consumo di risorse e di energia. Tuttavia ulteriori analisi e stu-

di dovranno essere effettuati al fine di considerare anche le efficienze di rimozione degli inquinanti tipiche delle diverse tecnologie nonché la qualità del concentrato restituito.

5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Abduli M.A., Naghib A., Yonesi M., Akbari A. (2011) Life cycle assessment (LCA) of solid waste management strategies in Tehran: landfill and composting plus landfill. *Environ. Monit. Assess.* 178, 487-498.
- Chianese A., Ranauro R., Verdone N. (1999) Treatment of landfill leachate by reverse osmosis. *Water Res.* 33, 647-652.
- Damgaard A., Manfredi S., Merrid H., Stensoe S., Christensen T. (2011) LCA and economic evaluation of landfill leachate and gas technologies. *Waste Manage.* 31, 1532-1541.
- Di Maria F., Sordi A., Micale C. (2013a) Experimental and life cycle assessment analysis of gas emission from mechanically biologically treated waste in a landfill with energy recovery. *Waste Manage.* 33, 2557-2567.
- Di Maria F., Micale C., Sordi A., Cirulli G. (2013b) Leachate purification of mechanically sorted organic fraction waste in a simulated bioreactor landfill. *Waste Manage. Res.* 31, 1070-1074.
- Di Maria F., Micale C. (2014a) What is the acceptable margin of error for the oxygen uptake method in evaluating the reactivity of organic waste? *Waste Manage.* 34, 1356-1361.
- Di Maria F., Micale C., Contini S., Moretini E. (2016) Impact of biological treatment of bio-waste for nutrients, energy and bio-methane recovery in a life cycle perspective. *Waste Manage.* 52, 86-95.
- Di Palma L., Ferrantelli P., Merli C., Petrucci E. (2002) Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis. *Waste Manage.* 22, 951-955.
- EC European Commission (2010) – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Publications Office of the European Union. Luxembourg, LU.
- EC European Commission (2012) Characterization factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods, Database and Supporting Information, First edition, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Foo K.Y., Hameed B.H. (2009) An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *J. Hazard. Mater.* 171, 54-60.
- Goedkoop M., Oele M., Leijting J., Ponsioen T., Meijer E. (2016) Introduction to LCA with SimaPro. Report version 5.2. Available at: <https://www.pre-sustainability.com/download/SimaPro8IntroductionToLCA.pdf> (Accessed 10 12 2016).
- ISO 14040 (2006) Environmental Management: Life Cycle Assessment, Principles and Guidelines. International Organization of Standardization, Geneva 2006.
- ISO 14044 (2006) Environmental Management: Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines. International Organization of Standardization, Geneva 2006.
- ISPRA (2015) Rapporto Rifiuti urbani. Edizione 2015. Rapporto 230/2015. ISBN: 978-88-448-0740-5.
- Li H.-s., Zhou S.-q., Sun Y.-b., Feng P., Li J.-d. (2009) Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. *J. Hazard. Mater.* 72, 408-415.
- Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H. (2002) Present and Long-term composition of MSW Landfill leachate: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32, 297-336.
- Renou S., Givaudan J.G., Paoulain S., Dirassouyan F., Moulin P. (2008) Landfill Leachate treatment. Review and Opportunity. *J. Hazard. Mater.* 150, 468-493.
- Slack R.J., Gronow J.R., Voulvoulis N. (2005) Household Hazardous Waste in Municipal landfills contaminants in leachate. *Sci. Total Environ.* 337, 119-137.
- Schiopu A.M., Gravilescu M. (2010) Options for the treatment and Management of Municipal landfill Leachate: Common and Specific Issues. *Clean – Soil Air Water* 38, 1101-1110.
- Thibodeau C., Frederic M., Glaus M. (2014) Comparison of development scenarios of black water source-separation sanitation systems using life cycle assessment and environmental life cycle costing. *Resour. Conserv. Recy.* 92, 38-54.
- Ushikoshi K., Kobayashi T., Uematsu K., Toji A., Kojima D., Matsumoto K. (2002) Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination* 150, 121-190.
- Xu Z.Y., Zeng G.M., Yang Z.H., Xiao Y., Cao M., Sun H.S., Ji L.L., Chen Y. (2010) Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification. *Bioresource Technol.* 101, 79-86.
- Wang C.C., Lee P.H., Kumar M., Huang Y.T., Sung S., Lin J.G. (2010) Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill-leachate treatment plant. *J. Hazard. Mater.* 175, 622-628.
- Wernet G., Bauer C., Steubing B., Reinhard J., Moreno-Ruiz E., and Weidema, B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [online] 21(9), pp. 1218-1230. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8> (Accessed 13 09 2016).
- Wiszniewski J., Robert D., Surmacz-Gorska J., Miksch K., Weber J.V. (2006) Landfill leachate treatment methods: A review. *Environ Chem Lett* 4, 51-61.
- Xie S., Ma Y., Strong P.J., Clarke W.P., (2015) Fluctuation of dissolved heavy metal concentrations in the leachate from anaerobic digestion of municipal solid waste in commercial scale landfill bioreactors: the effect of pH and associate mechanisms. *J. Hazard. Mater.* 299, 577-583.

Materiale supplementare è disponibile gratuitamente all'indirizzo www.ingegneriadellambiente.org.



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2017 è sostenuta da:

STADLER[®]
STADLER ITALIA S.r.l.



 **VEOLIA**
Veolia Water Technologies Italia S.p.A.

*SOLV***air** Solutions

 **INGEGNERIA
DELL'AMBIENTE**



N. 3/2017

Ledizioni 



CiAl Consorzio
Imballaggi
Alluminio


UNICALCE
Innoviamo la tradizione



ecopneus
il futuro dei pneumatici fuori uso, oggi


iren

VOMM

 **RICREA** 20¹⁹⁹⁷
CONSORZIO NAZIONALE RICICLO
E RECUPERO IMBALLAGGI ACCIAIO 2017

ALLEGRI
ecologia
trattamento acque

KSB 

PASSAVANT
IMPIANTI 
progettazione e costruzione impianti trattamento acque, fanghi e rifiuti

 **comieco**
Consorzio Nazionale Recupero e Riciclo
degli Imballaggi a base Cellulosica

conTec

 **SEAM**
engineering
l'acqua e l'ambiente