



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI PADOVA

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA CIVILE, EDILE E AMBIENTALE - I C E A
DEPARTMENT OF CIVIL, ENVIRONMENTAL AND ARCHITECTURAL ENGINEERING



***Scuola di Dottorato di Ricerca in Scienze dell'Ingegneria
Civile ed Ambientale
XXV° Ciclo***

**STUDIO DEL COMPORTAMENTO BIO-MECCANICO DEI
RIFIUTI SOLIDI URBANI (RSU) E MODELLAZIONE DEI
CEDIMENTI SECONDARI**

**Study of the bio-mechanical behaviour of the Municipal
Solid Wastes (MSW) and modeling of the secondary
settlements**

Direttore della Scuola di Dottorato: *Ch.mo Prof. Stefano LANZONI*

Supervisore: *Ch.mo Prof. Paolo CARRUBBA*

Cotutore: *Ch.mo Prof. Jean-Pierre GOURC*

Controrelatore: *Ch.mo Prof. Nicola MORACI*

Dottorando: *Michele CONTE*

RINGRAZIAMENTI

Mi sento in obbligo di ringraziare i docenti che hanno contribuito alla mia formazione scientifica, alla realizzazione della Tesi e quindi al conseguimento del Dottorato di Ricerca.

Sentiti ringraziamenti al Prof. **Paolo CARRUBBA**, Tutore e Relatore scientifico durante il periodo di Dottorato, per avermi seguito, consigliato e incoraggiato.

Un ringraziamento speciale è rivolto al Cotutore Prof. **Jean-Pierre GOURC** (Université Joseph Fourier di Grenoble, Francia) che mi ha accolto nell'*équipe* del Laboratorio LTHE (maggio-ottobre 2012), senza lesinare il sostegno scientifico sia teorico che sperimentale.

Sentita riconoscenza è rivolta al Prof. **Raffaello COSSU** (Università degli Studi di Padova), che ha sostenuto il mio Dottorato, anche attraverso l'uso del Laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale.

Infine, ringrazio vivamente il Controrelatore Prof. **Nicola MORACI** (Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria), per aver sinceramente apprezzato il lavoro di ricerca.

SOMMARIO E FINALITA' DELLA RICERCA

Uno degli aspetti strategici dello sviluppo dei grandi agglomerati urbani è senza dubbio la gestione dei rifiuti solidi. Per far fronte alle necessità di smaltimento si possono seguire due strategie: quella dell'incenerimento e quella dello stoccaggio in discarica, con o senza pretrattamento. Quest'ultima soluzione, molto praticata in Italia, richiede delle attente valutazioni di carattere ambientale, sanitario e geotecnico, al fine di garantire la fruibilità del servizio in sicurezza, durante il tempo di gestione che ordinariamente supera i decenni.

L'attività di ricerca s'inserisce nell'ambito della modellazione teorica della compressibilità secondaria bio-meccanica dei Rifiuti Solidi Urbani (RSU), attraverso test di laboratorio e riscontri con opere in vera grandezza.

La ricerca, sviluppata nel corso del triennio 2010-2012, riveste un certo interesse pratico ove si consideri che l'inesatta valutazione dei cedimenti dei rifiuti possa comportare un'imprecisa stima della capacità di accumulo dell'impianto, nonché difficoltà di funzionamento delle opere accessorie a causa dei cedimenti totali e differenziali. Quest'ultimi derivano dalla sovrapposizione delle componenti: immediata, primaria e secondaria, differenti per intensità e decorso.

Il *cedimento immediato* si produce ogni qualvolta si applichi un carico al di sopra di uno strato di rifiuto, durante lo stoccaggio; il *cedimento primario* è legato alla compressibilità differita nel tempo dello scheletro solido, a causa dell'instaurarsi di moti di fluido, sia liquido che gassoso, all'interno dei vuoti.

Il *cedimento secondario*, o di lungo termine, oggetto della presente Tesi di Dottorato, è prodotto dalla compressione dello scheletro solido sotto tensioni effettive costanti. Il ben noto fenomeno di *creep* si accoppia, negli RSU, a fenomeni di degradazione biologica, derivanti dalla trasformazione della sostanza organica in percolato e biogas.

Scopo della ricerca è stato quello di calibrare un modello bio-meccanico disaccoppiato di tipo monodimensionale per la valutazione delle deformazioni da cedimento e del loro decorso nel tempo, partendo dai parametri biologici e meccanici del rifiuto urbano.

L'analisi dei parametri bio-meccanici del rifiuto, costituente la parte preliminare della ricerca, si fonda, oltre che su dati provenienti dalla letteratura specialistica, sui risultati di esperienze con reattori biologici presso i laboratori delle Università di Padova e di Grenoble, utilizzando materiale tal quale (a Padova) o pretrattato (a Grenoble). Una volta calibrati i parametri del modello bio-meccanico è stato possibile quantificare le variazioni di volume riconducibili alle due distinte componenti, di *creep* e biologica, presenti simultaneamente ma attivatesi con tempi diversi, in ragione dell'incidenza della componente organica e delle condizioni di degradazione biologica (anaerobica e/o aerobica). Completa lo studio il riscontro con i dati provenienti da opere in vera grandezza, ricavati sia dalla letteratura specialistica che da indagini *in situ* su discariche esistenti.

Modalità di indagine

1. Attività introduttive

Nella fase iniziale del lavoro viene presentata una rassegna sulla gestione dei rifiuti solidi urbani (RSU) a livello mondiale, europeo e nazionale. Queste strategie riguardano l'incenerimento, l'attività di selezione (raccolta differenziata) e riciclo del materiale, la riduzione dell'attività biologica del materiale tramite degradazione aerobica e/o anaerobica, e lo stoccaggio in discarica. Particolare evidenza è data ai metodi di pretrattamento meccanico e biologico, in grado di limitarne le emissioni inquinanti e di ridurre i volumi conferiti attraverso la preventiva stabilizzazione della sostanza organica (discarica bioreattore, *landfill mining*, aerazione *in situ*).

2. Stato delle conoscenze sulla meccanica degli RSU

Nella seconda parte della ricerca si è tracciato il quadro delle conoscenze riguardo alle proprietà chimiche, fisiche, idrauliche e meccaniche del mezzo poroso eterogeneo, qual è il rifiuto solido urbano.

3. Elaborazione di un modello bio-meccanico per la compressibilità secondaria degli RSU

Nella terza fase dello studio si è resa necessaria una valutazione delle principali caratteristiche del rifiuto e delle possibili trasformazioni che esso può sperimentare nel tempo. In particolare, sono stati esaminati i seguenti aspetti: composizione merceologica, granulometria, densità, contenuto d'acqua, grado di compattazione e rappresentatività statistica. Con riferimento ai parametri chimici, sono state prese in esame le caratteristiche di biodegradazione in relazione all'incidenza della sostanza organica ed al tipo di processo, aerobico e anaerobico. In tale ambito sono state esaminate le produzioni di percolato e di biogas, la temperatura, il contenuto d'acqua gravimetrico ed il livello di tensione coinvolto. Si è proceduto, quindi, alla caratterizzazione dei parametri meccanici che incidono sullo sviluppo dei cedimenti secondari.

I modelli di previsione dei cedimenti, attualmente presenti nella letteratura tecnica, possono essere classificati secondo differenti criteri, in relazione alle ipotesi su cui si fondano: modelli derivanti dalle leggi della meccanica delle terre (Sowers, 1973; Bjarngard ed Edgers, 1990), modelli di tipo reologico (Gibson e Lo, 1961), modelli empirici (Yen e Scanlon, 1975; Edil et al., 1990; Ling et al., 1998), modelli incorporanti la biodegradazione (Marques et al., 2003; Hettiarachchi et al., 2009) e modelli di tipo costitutivo (Machado et al., 2008; Sivakumar Babu et al., 2010).

Il modello sviluppato nella ricerca considera le due distinte componenti, di *creep* e biologica, presenti simultaneamente ma attivatesi con tempi diversi, in ragione dell'incidenza della componente organica e delle condizioni di degradazione biologica (anaerobica e/o aerobica). I parametri del modello sono stati calibrati sulla base dei risultati di un'indagine sperimentale condotta in laboratorio con reattori di medie dimensioni ed osservazioni in sito relative ad opere in vera grandezza.

4. Analisi di laboratorio e ricerca sperimentale

Per ottenere una gamma completa di dati rappresentativi, sono state condotte delle ricerche sperimentali sul comportamento di due tipi di rifiuto soggetti a compressione, utilizzando, in parallelo, due serie di indagini di laboratorio. La sperimentazione, che costituisce la quarta

fase della ricerca, è stata condotta presso il laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale dell'Università di Padova (*Dipartimento ICEA*) e presso il laboratorio LTHE (*Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement*) dell'Università di Grenoble (Francia). Le prove all'Università francese sono state condotte sotto la guida del Professor Jean-Pierre Gourc, durante un periodo di stage di cinque mesi (maggio–ottobre 2012).

Il materiale utilizzato è un rifiuto solido urbano proveniente dall'impianto di Legnago (VR), ottenuto sia da rifiuti tal quali, sia da un pretrattamento bio-meccanico. L'RSU originario (tal quale), è stato sottoposto a prove di compressione su un reattore presente all'Università di Padova, per un periodo di 180 giorni, ricevendo, settimanalmente, una determinata quantità entrante di percolato, al fine di migliorarne le condizioni di degradabilità. Parallelamente, l'RSU pretrattato bio-meccanicamente è stato sottoposto a prove di compressione su un reattore presente all'Università di Grenoble, per un periodo di 77 giorni, senza alcuna iniezione di liquido. Tale sperimentazione ha consentito di mettere in luce la dipendenza dei parametri bio-meccanici in funzione dello stato iniziale del rifiuto.

5. Estensione del modello alle opere in vera grandezza

Nell'ultima fase della ricerca, sono stati esaminati i riscontri provenienti dal monitoraggio di opere in vera grandezza. Partendo dai dati sperimentali, su piccola e media scala, ottenuti dai reattori di laboratorio, si è proceduto al calcolo delle deformazioni da cedimento di opere in vera grandezza. Il comportamento della singola cella elementare è stato generalizzato ad una serie di celle verticali, in grado di simulare il comportamento di una colonna di rifiuti all'interno della discarica. A tal fine si sono confrontati i risultati con i dati di monitoraggio provenienti dalle discariche di *Chatuzange* in Francia e di *Yolo County* e *S-Landfill* negli USA, ottenendo risultati molto incoraggianti.

Il principale **prodotto della ricerca** si può sintetizzare nei seguenti aspetti:

- Si evidenzia la necessità della taratura del modello bio-meccanico proposto per la valutazione delle deformazioni secondarie da cedimento, considerando le due distinte componenti, di *creep* e biologica. Il modello è stato tarato sulla base dei dati provenienti dalla letteratura specialistica, nonché attraverso prove di laboratorio presso le Università di Padova e Grenoble. Ulteriori conferme sono state desunte dallo studio dei cedimenti di tre impianti di stoccaggio degli RSU. Il beneficio di una corretta taratura si osserva su intervalli di tempo molto ampi, come dimostrato dai riscontri con opere in vera grandezza.
- I modelli che includono la componente di degradazione biologica si rivelano efficienti solo se in grado di considerare e di quantificare la componente di cedimento dovuta alla produzione di biogas nei processi anaerobici, circostanza questa molto influente nei grandi cumuli urbani di RSU.
- Un modesto pretrattamento aerobico, anticipando i tempi di biodegradazione della sostanza organica, consente di limitare i cedimenti e di abbreviare i tempi di stoccaggio in discarica.

SUMMARY AND PURPOSE OF THE RESEARCH WORK

One of the strategic aspects of the development of large urban agglomerations is undoubtedly the management of solid wastes. To cope with the need for waste disposal, two strategies can be followed: the incineration and the storage in landfill, with or without pre-treatment. The latter solution, widely practiced in Italy, requires many careful considerations about the environmental, sanitary and geotechnical aspects, in order to ensure the usability of this service in safety conditions during the time of landfill management, which ordinarily exceeds decades.

The *topic of the research* is the theoretical modeling of the secondary bio-mechanical compressibility of Municipal Solid Wastes (MSW), through laboratory tests and verifications with large-scale facilities.

The research, developed during the period 2010-2012, has a practical interest because the incorrect assessment of the waste settlements may lead to imprecise evaluations of the storage capacity of the plant, as well as difficulties in the operation of the accessory works, due to both the total and differential settlements. These settlements are a consequential overlapping of the immediate, primary and secondary components, which differ among their for intensity and evolution.

The *immediate settlement* occurs whenever a load is applied over a waste layer, during the storage phase; the *primary settlement* is related to the compressibility, delayed in time, of the solid skeleton, due to the start of fluid motions, either liquid or gaseous, within the voids of the porous medium.

The *secondary settlement*, or long-term settlement, is produced by compression of the solid skeleton under effective constant stress. The well-known creep phenomenon is coupled, in the MSW, with phenomena of biological degradation resulting from the transformation of organic matter in leachate and biogas.

The *aim of the research* was to calibrate a one-dimensional bio-mechanical decoupled model for the evaluation of settlement strains and their evolution over time, starting from the biological and mechanical parameters of the municipal solid waste.

The analysis of the bio-mechanical waste parameters, which represents the preliminary phase of the research, is based on data coming from the literature, as well as on the results of some experiments carried out by means of biological reactors, at the laboratories of the University of Padua and Grenoble, using an original waste (in Padua) or a pretreated waste (in Grenoble). Once the bio-mechanical parameters of the model were calibrated, it was possible to quantify the changes in volume due to both the creep and biological components, that are simultaneously present but activated at different times, because of the effects of the organic component and the conditions of biological degradation (anaerobic and/or aerobic). Therefore, the study of the model was completed by verifications from monitoring data of large-scale landfills, coming from both the literature and *in situ* investigations of existing plants.

Survey methods

1. Introductory activities

In the initial phase of this research, a review of the municipal solid waste (MSW) management is presented at the global, European and national level. These strategies concern: incineration, selection and recycling of the waste, reduction of organic material by aerobic and/or anaerobic degradation and storage in landfills. A particular emphasis is given to the methods of mechanical and biological pretreatment, which are able to limit the emissions of pollutants and reduce the incoming volumes, through the preventive stabilization of the organic matter (bioreactor landfill, landfill mining, *in situ* aeration).

2. State of the knowledge on the mechanics of MSW

In the second part of this research, the framework of knowledge about the chemical, physical, hydraulic and mechanical properties of this heterogeneous porous medium, which is the municipal solid waste, was defined.

3. Development of a bio-mechanical model for the secondary compressibility of MSW

In the third phase of this study, an assessment about the main characteristics of the MSW and the possible transformations that it can experience over time, was made. In particular, the following aspects were examined: composition, particle size, density, water content, degree of compaction and statistical representativeness. Referring to the chemical parameters, the characteristics of biodegradation were analyzed, in relation to the incidence of the organic matter and the type of process (aerobic and anaerobic). In this context, the biogas and leachate production, the temperature, the gravimetric water content and the involved stress level, were examined. Therefore, the characterization of the mechanical parameters affecting the development of the secondary settlements, was made.

Settlement prediction models, currently present in the literature, can be classified according to different criteria, depending on the assumptions on which they are based: there are models derived from the soil mechanics laws (Sowers, 1973; Bjarngard and Edgers, 1990), rheological models (Gibson and Lo, 1961), experimental models (Yen and Scanlon, 1975; Edil et al., 1990, Ling et al., 1998), models incorporating the biodegradation (Marques et al., 2003; Hettiarachchi et al., 2009) and constitutive models (Machado et al., 2008; Sivakumar Babu et al., 2010).

The model, developed in this research work, considers two distinct (creep and biological) components, present simultaneously but activated at different times, because of the effects of the organic component and the conditions of biological degradation (anaerobic and/or aerobic). The model parameters were calibrated from the results of an experimental investigation, carried out in laboratory medium scale reactors, and from *in situ* observations, related to large scale facilities.

4. Laboratory analysis and experimental research

In order to obtain a complete range of representative data, experimental investigations on the behaviour of two types of waste, subjected to compression, were carried out, using in parallel two laboratory reactors. These experiments, which represent the fourth phase of the research work, were implemented at the laboratory of Environmental Engineering of the University of Padua (*ICEA Department*) and at the LTHE laboratory (*Laboratoire d'étude des Transferts en*

Hydrologie et Environnement) of the University of Grenoble (France). Tests at the University of Grenoble were carried out under the supervision of the Professor Jean-Pierre Gourc, during a stage lasted five months (May-October 2012).

The employed material is a municipal solid waste (MSW) coming from the Legnago landfill (VR, Italy), obtained from both an original unaltered waste and a bio-mechanical pretreated waste. The original MSW was subjected to compression tests on a reactor present at the University of Padua, for a period of 180 days, receiving weekly a predetermined amount of incoming leachate, in order to improve the degradability conditions. In parallel, the bio-mechanically pretreated MSW was subjected to compression tests on a reactor present at the University of Grenoble, for a period of 77 days, without any liquid injection. Thus, these tests have allowed to highlight the dependence of bio-mechanical parameters with the initial state of the waste.

5. Extension of the model to the large scale landfills

In the last phase of the research, starting from the experimental data obtained from small and medium scale laboratory reactors, a prediction of the secondary settlements for large scale landfills was made. The behaviour of the single elementary cell was integrated to a series of vertical cells, in order to simulate the behaviour of a waste column in landfill. For this purpose, the prediction of the proposed bio-mechanical model was compared with monitoring data coming from the *Chatuzange* landfill (France), the *Yolo County* landfill (USA) and the *S-landfill* (USA), obtaining very encouraging results.

The **main results of the research** can be summarized in the following aspects:

- The need of calibration of this bio-mechanical proposed model for the evaluation of the secondary settlement strains, considering the two distinct (creep and biological) components, is highlighted. The model was calibrated considering data from the literature, as well as laboratory tests carried out at the University of Padua and Grenoble. Further validations were given by the study of the settlements of three landfill. The advantage of a correct calibration is observed over very wide time periods, as shown by comparisons with large scale landfills.
- The models that include the component of biological degradation are efficient, only if they are able to consider and quantify the settlement component due to the biogas production in anaerobic processes. This circumstance is crucial in large scale MSW landfills.
- A modest aerobic pretreatment, bringing forward the times of biodegradation of the organic matter, can limit the settlements and reduce the periods of storage in landfills.

INDICE

RINGRAZIAMENTI

SOMMARIO E FINALITÀ DELLA RICERCA SUMMARY AND PURPOSE OF THE RESEARCH WORK

<u>INTRODUZIONE</u>	25
1. IL PROBLEMA DELLA PRODUZIONE DI RIFIUTI SOLIDI URBANI	26
1.1 La produzione di RSU nel mondo	26
1.2 La produzione di RSU in Europa	27
1.3 La produzione di RSU in Italia.....	30
1.4 I diversi settori di trattamento	33
1.5 Lo stoccaggio dei rifiuti in discarica	38
2. PRETRATTAMENTO DEGLI RSU E CONCETTI INNOVATIVI DI DISCARICA	42
2.1 Accelerazione dei cedimenti e della stabilizzazione bio-meccanica dei rifiuti	42
2.2 Le discariche bioreattore	46
2.3 <i>Landfill mining</i>	50
2.4 Aerazione <i>in situ</i>	50
3. LA NORMATIVA ITALIANA IN MATERIA DI RSU E DI DISCARICHE DI RSU	51

PARTE I: STATO DELLE CONOSCENZE SUL COMPORTAMENTO DEGLI RSU..... **57**

<u>CAPITOLO I: ANALISI DEL MATERIALE DI RIFIUTO COME MEZZO POROSO ETEROGENEO</u>	59
1. LA STRUTTURA PARTICOLARE DEL MEZZO POROSO	60
1.1 Parametri iniziali usati per descrivere il mezzo poroso.....	61
1.2 Porosità totale, porosità effettiva e porosità aperta	62
2. LA PRESENZA DI LIQUIDO ALL'INTERNO DEL MEZZO POROSO	64
2.1 Parametri iniziali usati per definire la presenza di liquido all'interno del rifiuto.....	64
2.2 La dinamica del fluido nel mezzo poroso	65
3. LA PRESENZA DI GAS ALL'INTERNO DEL MEZZO POROSO	66
4. PARAMETRI CHE DEFINISCONO LE RELAZIONI LIQUIDO – GAS ALL'INTERNO DEL RIFIUTO	68
4.1 Pressione capillare del liquido, suzione e capacità di campo	68
4.2 Relazioni liquido-gas per differenti contenuti d'acqua.....	70

5. CARATTERIZZAZIONE DEL MEZZO POROSO TRAMITE ALCUNI PARAMETRI INIZIALI	71
5.1 Parametri iniziali del rifiuto nei suoi diversi stati fisici.....	71
5.2 Parametri iniziali da cui derivare altri parametri fisici e idraulici	72
6. PRINCIPALI MODELLI DI FLUSSO APPLICATI AGLI RSU	74
6.1 Teoria e concetti del modello a doppia porosità.....	74
6.2 Proprietà idrauliche dei due tipi di pori.....	76
<u>CAPITOLO II: PROPRIETA' CHIMICO-FISICO-IDRAULICHE DEGLI RSU</u>	79
1. LA CARATTERIZZAZIONE BIOCHIMICA DEL RIFIUTO	80
1.1 La degradazione aerobica.....	81
1.2 La degradazione anaerobica	81
1.3 Fattori che influenzano la degradazione.....	83
1.4 Le differenti fasi della degradazione	85
2. LE PROPRIETA' FISICHE DEGLI RSU	88
2.1 Descrizione del materiale	88
3. LE PROPRIETA' IDRAULICHE DEGLI RSU	98
3.1 Il contenuto d'acqua gravimetrico.....	98
3.2 La permeabilità idraulica.....	99
3.3 Determinazione della permeabilità idraulica in reattori di laboratorio.....	102
<u>CAPITOLO III: PROPRIETA' MECCANICHE DEGLI RSU E ANALISI DEI CEDIMENTI</u>.....	107
1. PROPRIETA' MECCANICHE DEGLI RSU	108
1.1 Comportamento a rottura, coesione, angolo d'attrito interno, resistenza a taglio	108
1.2 Rigidezza laterale	112
1.3 Sforzo orizzontale	113
1.4 Resistenza delle interfacce	113
1.5 Deformabilità degli RSU.....	114
2. CEDIMENTI DEI RIFIUTI NELLE DISCARICHE DI RSU	115
2.1 Compressibilità del rifiuto.....	116
2.2 Valutazione ed identificazione dei cedimenti nel periodo di vita di una discarica	118
2.3 I meccanismi del cedimento	120
2.4 Processi che caratterizzano i cedimenti degli RSU	120
2.5 Altre classificazioni e considerazioni sui cedimenti	125
3. MODELLAZIONE ANALITICA DEI CEDIMENTI DEGLI RSU	129
3.1 Modello di Gibson e Lo (1961).....	129
3.2 Modello di Sowers (1973).....	130
3.3 Modello di Yen e Scanlon (1975)	132
3.4 Modello di Bjarngard ed Edgers (1990).....	132

3.5 Modello di Edil et al. (1990)	134
3.6 Modello di Coumoulos e Koryalos (1997).....	135
3.7 Modello di Park e Lee (1997)	135
3.8 Modello di Ling et al. (1998)	136
3.9 Modello di Marques (2001).....	136
3.10 Modello di Marques et al. (2003).....	136
3.11 Modello di Hossain e Gabr (2005).....	138
3.12 Modello di Hettiarachchi et al. (2003, 2009)	138
3.13 Modello di Machado et al. (2008).....	139
3.14 Modello di Sivakumar Babu et al. (2010).....	140

PARTE II: MODELLO TEORICO PER LA DETERMINAZIONE DELLA COMPRESSIBILITA' BIO-MECCANICA E TARATURA IN LABORATORIO..... 143

CAPITOLO IV: MODELLO BIO-MECCANICO PER LA VALUTAZIONE DELLA COMPRESSIBILITA' SECONDARIA DEGLI RSU 145

1. FORMULAZIONE INIZIALE DEL MODELLO	146
1.1 Ipotesi del modello	146
1.2 La deformazione meccanica dovuta al <i>creep</i>	152
1.3 La deformazione indotta dalla componente biologica.....	152
1.4 L'espressione della deformazione secondaria totale	160
2. LA DETERMINAZIONE DEL CONTENUTO BIODEGRADABILE DEL RIFIUTO ...	161
2.1 Metodi di valutazione del contenuto biodegradabile del rifiuto o delle sue componenti	161
2.2 Analisi puntuale dei parametri del modello	162
2.3 Deduzione del parametro <i>c</i> utilizzando un approccio relativo alla produzione di biogas	167
2.4 Deduzione del parametro <i>c</i> utilizzando un approccio basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.....	168
2.5 Definizione di <i>c_{required}</i>	170
3. ANALISI DELLE PROVE STORICHE CONDOTTE SU REATTORI A PICCOLA E MEDIA GRANDEZZA	171
4. ESEMPIO DI APPLICAZIONE DEL MODELLO.....	177
4.1 Analisi relative ai rifiuti considerati e caratterizzazione merceologica.....	177
4.2 Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s00}	181
4.3 Determinazione del coefficiente di cedimento secondario meccanico $C_{\alpha\epsilon M}$	182
4.4 Determinazione dei parametri usati per la modellazione della produzione di biogas	185
4.5 Determinazione dei parametri usati per la modellazione della componente biologica delle deformazioni secondarie.....	190
4.6 Riassunto dell'applicazione sul reattore <i>LGCIE INSA-Lyon B2</i> nei vari step di calcolo	198

**CAPITOLO V: RISULTATI DELL'APPLICAZIONE DEL MODELLO NEI CASI
CONSIDERATI..... 201**

1. PROVE DI LABORATORIO CONDOTTE SU MISCELE DI RIFIUTI PRETRATTATI	202
2. REATTORI CAR	207
3. REATTORI dell'LGCIE INSA-Lyon A	217
4. REATTORI dell'LGCIE INSA-Lyon B	225
5. REATTORI CRPE ELIA	233
6. REATTORE CICLADE 1 dell'LTHE di GRENOBLE	242
7. RISULTATI FINALI ED ERRORI	246

CAPITOLO VI: PROVE DI LABORATORIO SU REATTORI A PICCOLA SCALA249

1. PROVE DI LABORATORIO CONDOTTE IN PARALLELO	250
1.1 Descrizione del materiale utilizzato	250
1.2 Analisi effettuate	252
2. PRIMA PROVA DI COMPRESSIONE A LUNGO TERMINE (TEST 1P).....	258
2.1 Descrizione del reattore.....	258
2.2 Descrizione dell'apparecchiatura utilizzata.....	258
2.3 Modalità di esecuzione del test	259
2.4 Test di compressione edometrica con cicli di carico, scarico e ricarica.....	262
2.5 Test di compressione a lungo termine	264
3. SECONDA PROVA DI COMPRESSIONE A LUNGO TERMINE (TEST 1G)	271
3.1 Descrizione del reattore.....	271
3.2 Descrizione dell'apparecchiatura utilizzata.....	272
3.3 Modalità di esecuzione del test	273
3.4 Test di compressione edometrica con cicli di carico, scarico e ricarica.....	275
3.5 Test di compressione a lungo termine	277
4. VALUTAZIONE DEL VOLUME DI GAS ALL'INTERNO DEL REATTORE	285
4.1 Contenitore riempito con aria.....	285
4.2 Contenitore riempito con azoto	287
4.3 Risultato dell'esperimento.....	290
5. RISULTATI FINALI DELLE PROVE DI LABORATORIO	292
5.1 Apertura del reattore del <i>Test IP</i>	292
5.2 Apertura del reattore del <i>Test IG</i>	294
6. APPLICAZIONE DEL MODELLO BIO-MECCANICO E DISCUSSIONE DEI RISULTATI OTTENUTI	299
6.1 Applicazione del modello bio-meccanico al <i>Test IP</i>	299
6.2 Applicazione del modello bio-meccanico al <i>Test IG</i>	303
6.3 Interpretazione dei risultati ottenuti	307

PARTE III: OPERE IN VERA GRANDEZZA..... 311

CAPITOLO VII: ESTENSIONE DEL MODELLO BIO-MECCANICO ALLE OPERE IN VERA GRANDEZZA..... 313

1. INTRODUZIONE	314
2. IPOTESI E FORMULAZIONE INIZIALE DEL MODELLO	318
2.1 Compressione primaria di uno strato elementare di rifiuto	318
2.2 Compressione secondaria di uno strato elementare di rifiuto	320
2.3 Analisi dei tempi di costruzione	320
3. ESEMPIO DI APPLICAZIONE DEL MODELLO ALLE OPERE IN VERA GRANDEZZA	324
3.1 Discarica di <i>Chatuzange</i>	324
3.2 Discarica di <i>Yolo County</i>	332
3.3 Discarica <i>S-Landfill</i>	340
4. APPLICAZIONE DEI MODELLI DI CEDIMENTO ESISTENTI AD UN SITO E LORO COMPARAZIONE	346
4.1 Applicazione dei modelli di cedimento al settore C della discarica di <i>Chatuzange</i>	346
4.2 Risultati e comparazione tra i modelli.....	349

CAPITOLO VIII: IMPLICAZIONI GEOTECNICHE NELLA REALIZZAZIONE DELLE DISCARICHE..... 353

1. INTRODUZIONE SUI FENOMENI DI ROTTURA IN DISCARICA	354
2. STATI LIMITE GENERALI IN DISCARICA	356
3. CRITICITA' NELLE DISCARICHE DI RSU	357
3.1 Criticità geotecniche.....	357
3.2 Criticità sanitarie	358
3.3 Criticità prodotte dal trasporto di contaminanti	359
4. IMPLICAZIONI GEOTECNICHE DERIVANTI DALLA GEOMETRIA DELLA DISCARICA E DALLA SCELTA DEL SITO	359
5. CASI STUDIO	361
5.1 Discarica A	361
5.2 Discarica B	366
5.3 Conclusioni.....	369

CONCLUSIONI **371**

BIBLIOGRAFIA **375**

NOMENCLATURA

<i>Notazione delle masse, delle densità e dei pesi di volume</i>	
G_s	peso specifico delle componenti solide (-)
m_d	massa secca del rifiuto (kg o t)
m_h	massa umida del rifiuto (kg o t)
$m_{l,out}$	massa del liquido drenata all'esterno durante la fase di compressione (kg o t)
$m_s; \Delta m_s$	massa del rifiuto allo stato solido e sua variazione (kg o t)
m_{s0}	massa iniziale del rifiuto allo stato solido (kg o t)
m_{sat}	massa del rifiuto dopo saturazione del materiale (kg o t)
$m_{s,i}$	massa della singola componente solida i del rifiuto (kg o t)
$\Delta m_{so}; dm_{so}$	variazione della massa della sostanza solida organica (kg o t)
$m_{so}; m_{so0}$	massa della sostanza solida organica; massa della sostanza solida organica iniziale (t)
$m_{so,i}; m_{so0,i}$	massa solida organica di ogni componente i del rifiuto; massa iniziale solida organica di ogni componente i del rifiuto (kg o t)
m_t	massa totale del rifiuto (kg o t)
m_w	massa d'acqua presente nel rifiuto (kg o t)
$m_{w,sat}$	massa d'acqua d'umidificazione, dopo saturazione del materiale (kg o t)
$m_{w,waste}^t$	massa d'acqua finale, al tempo t di fine prova (kg o t)
$m_{w,waste}^0$	massa d'acqua iniziale, al tempo $t=0$ (kg o t)
$m_{w,L}^{in,t}$	massa di liquido (percolato) aggiunto durante la prova (kg o t)
$m_{w,L}^{out,t}$	massa di liquido (percolato) uscente dal reattore, durante la prova (kg o t)
$m_{w,G}^{out,t}$	massa d'acqua contenuta nel biogas prodotto (kg o t)
$m_{w,bio}^t$	massa d'acqua consumata nelle reazioni di biodegradazione (kg o t)
M_{H_2O}	massa molare dell'acqua (0,018 kg/mol)
$\rho'_c; \rho_{c,i}$	densità media solida; densità di ciascuna componente solida i del rifiuto (t/m^3)
$\rho_d; \rho_{d0}$	densità secca del rifiuto; densità secca iniziale del rifiuto (t/m^3)
$\rho_{d,i}$	densità secca delle componenti solide i del rifiuto (t/m^3)
$\rho_h; \rho_{h,comp}$	densità umida del rifiuto; densità umida del rifiuto dopo compattazione (t/m^3)
ρ_{sat}	densità del rifiuto dopo saturazione del materiale (t/m^3)
$\rho_s; \rho_{s0}$	densità volumetrica; densità volumetrica iniziale allo stato solido (t/m^3)
$\rho_{s,i}$	densità volumetrica delle componenti solide i del rifiuto (t/m^3)
$\rho_{so}; \rho_{so0}$	densità volumetrica della sostanza organica solida; densità volumetrica iniziale della sostanza organica solida (t/m^3)
$\rho_{so,i}$	densità volumetrica delle componenti solide organiche i del rifiuto (t/m^3)
$\gamma; \gamma_0; \gamma_i$	peso di volume generico; peso di volume generico di uno strato i di rifiuto (kN/m^3)
γ_c	peso di volume del terreno costituente la copertura finale di discarica (kN/m^3)
γ_d	peso di volume secco (kN/m^3)
γ_h	peso di volume umido (kN/m^3)
$\gamma_s; \gamma_{s,i}$	peso di volume solido; peso di volume solido di ogni componente i del rifiuto (kN/m^3)
γ_{s0}	peso di volume iniziale dei solidi (kN/m^3)
γ_w	peso di volume dell'acqua (kN/m^3)
μ_i	frazione della singola componente i rispetto al rifiuto totale (%)

<i>Notazioni geometriche</i>	
$A; A_v$	area della sezione considerata; area effettiva della sezione considerata (m^2)
A_s	superficie specifica (m^{-1})
D	diametro (m)
L	distanza tra due punti di misura del carico idraulico, nel mezzo poroso (m)
S	superficie (m^2)
s	sezione del tubo piezometrico (m)
z	profondità considerata (m)
<i>Notazioni relative ai liquidi ed ai gas</i>	
FC	capacità di campo (%)
$h_{colonna}$	altezza della colonna d'acqua contenuta all'interno di un cilindro graduato (m)
$h_M; h_m$	potenziale di suzione nei macropori e nei micropori (m)
$h_i; h_2$	altezze di carico idraulico iniziale e finale (m)
ΔH_w	perdita di carico idraulico (m)
$k_i; k_l; k_g$	permeabilità intrinseca; permeabilità intrinseca del liquido e del gas (m^2)
$k_r; k_{r,i}; k_{r,g}$	permeabilità intrinseca relativa; del liquido e del gas (m^2)
K_w	permeabilità idraulica (m/s o m/giorni)
$K_{w,v}; K_{w,h}$	permeabilità idraulica verticale e orizzontale (m/s o m/giorni)
P_a	pressione dell'aria all'interno del rifiuto (kPa)
P_c	pressione all'interno di un determinato contenitore (kPa)
$P_{capillare}$	pressione di risalita capillare (kPa)
P_{eq}	pressione raggiunta all'equilibrio (kPa)
P_F	potenziale di suzione (m)
P_r	pressione all'interno di un reattore (kPa)
P_w	pressione idrostatica dell'acqua (kPa)
q_s	flusso specifico di liquido ($m^3/m^2 s$)
Q	portata idrica (m^3/s)
$S_{eff,i}; S_{eff,g}$	saturazione effettiva per il liquido e per il gas (%)
S_g	grado di saturazione del gas (%)
$S_{l,max}; S_{g,max}$	saturazione massima al liquido e al gas (%)
$S_M; S_m$	grado di saturazione nei macropori e nei micropori (%)
$S_{R,i}; S_{R,g}$	saturazione residua per il liquido e per il gas (%)
$S_w; S_l$	grado di saturazione dell'acqua o del liquido considerato (%)
$v; v_p$	velocità media omogeneizzata; velocità effettiva attraverso il mezzo poroso (m/s)
$w; w_0$	contenuto d'acqua gravimetrico; contenuto d'acqua gravimetrico iniziale (%)
w_i	contenuto d'acqua gravimetrico di ogni componente i del rifiuto (%)
w_h	contenuto d'acqua gravimetrico allo stato umido (%)
w_s	contenuto d'acqua gravimetrico costitutivo (%)
η_w	viscosità dinamica dell'acqua (Pa s)
$\rho_w; \rho_l$	densità dell'acqua o del liquido considerato (kg/m^3)
θ_g	contenuto volumetrico di gas (%)
$\theta_M; \theta_m$	contenuto d'acqua volumetrico nei macropori e nei micropori (%)
$\theta_w; \theta_l$	contenuto d'acqua volumetrico o del liquido considerato (%)

Notazione delle porosità e dell'indice dei vuoti	
$n; n_0$	porosità totale, porosità totale iniziale (% o -)
n_o	porosità aperta (% o -)
n_e	porosità effettiva (% o -)
$n_M; n_m$	porosità dei macropori e dei micropori (% o -)
e, e_0	indice dei vuoti, indice dei vuoti iniziale (-)
$e_p; e_{100}; \Delta e_p$	indice dei vuoti alla fine del cedimento primario e sua variazione (-)
$e_s; \Delta e_s$	indice dei vuoti alla fine del cedimento secondario e sua variazione (-)
e_{si}	indice dei vuoti dopo la compressione secondaria intermedia (-)
Notazione dei volumi	
ΔV	variazione di volume del campione di rifiuto (m^3)
V_0	volume totale iniziale (m^3)
V_c	volume di un determinato contenitore (m^3)
$V^{out,t}_{CH4}$	volume di metano estratto durante il periodo del test (Nm^3)
V_d	volume allo stato secco (m^3)
$V_g; V'_g$	volume occupato dal gas; volume del gas trattenuto nelle componenti solide (m^3)
$V_{g0}; \Delta V_{g0}$	volume iniziale del gas presente nella fase solida e sua variazione di volume (m^3)
$V_{g(f)}$	volume del gas libero di muoversi (m^3)
$V_{gM}; V_{gm}$	volume occupato dal gas nei macropori e nei micropori (m^3)
$V_{lM}; V_{lm}$	volume occupato dal liquido nei macropori e nei micropori (m^3)
V_m	volume molare del metano ($0,0224 m^3/mol$)
V_r	volume del reattore considerato (m^3)
$V_s; V_{s,i}$	volume delle componenti solide; volume della singola componente solida i (m^3)
ΔV_{so}	variazione totale di volume della sostanza organica solida (m^3)
$V_{s0}; \Delta V_{s0}$	volume totale iniziale della fase solida e sua variazione di volume (m^3)
$\Delta V_{s0,u}; \Delta V_{s0,\sigma}$	variazione di volume della fase solida dovuta all'incremento della pressione del fluido; all'incremento dello sforzo effettivo (m^3)
V_t	volume totale (m^3)
V_v	volume dei vuoti (m^3)
$V_w; V_l$	volume occupato dall'acqua o dal liquido considerato (m^3)
V'_w	volume del liquido trattenuto nelle componenti solide (m^3)
$V_{w(f)}$	volume del liquido libero di muoversi (acqua gravifica) (m^3)
Notazione delle altezze e dei cedimenti	
h	altezza iniziale (spessore verticale) del rifiuto (m)
Δh e $\Delta h(t)$	cedimento totale al tempo t e variazione di spessore totale (m)
h_0	spessore iniziale del campione di rifiuto (m)
H_0	altezza totale iniziale di tutta la discarica (m)
h_c	spessore dello strato di copertura della discarica (m)
h_i	altezza del singolo strato i di rifiuto del rifiuto o spessore della cella i considerata (m)
Δh_i	variazione di spessore del singolo strato i di rifiuto del rifiuto (m)
h_{ist}	altezza dello strato di rifiuto dopo la compressione istantanea (m)
$h_p; h_{100}$	spessore dello strato di rifiuto dopo la compressione primaria (m)
$\Delta h_p; \Delta h_{i,p}$	cedimento primario totale e del singolo strato i di rifiuto (m)
$\Delta h_s; \Delta h_{i,s}$	cedimento secondario totale e del singolo strato i di rifiuto (m)
$h(t_c)$	altezza del cumulo di rifiuti a fine costruzione della discarica (m)
$\Delta h_g; \Delta h_{so}$	variazione di spessore prodotta dalla componente gassosa e solida organica (m)
$\Delta h_w; \Delta h_{si}$	variazione di spessore prodotta dalla componente d'acqua e solida inerte (m)

Notazione degli sforzi	
q	sforzo deviatorico (kPa)
q_c	sforzo verticale determinato dalla copertura finale della discarica (kPa)
Δu	incremento di pressione del fluido nei vuoti del mezzo poroso (kPa)
$u_g; \Delta u_g$	pressione del gas nei pori e sua variazione (kPa)
$u_w; \Delta u_w$	pressione interstiziale dell'acqua nei pori e sua variazione (kPa)
$\sigma_0; \sigma'_0$	sforzo totale iniziale; sforzo effettivo iniziale (kPa)
$\sigma'_{c,i}; \sigma'_{c,i}$	sforzo effettivo di preconsolidazione, e del singolo strato i -esimo (kPa)
σ'_h	sforzo effettivo orizzontale (kPa)
$\Delta\sigma'_{ij}$	incremento di sforzo verticale imposto dallo strato j -esimo allo strato i -esimo (kPa)
σ_v	sforzo verticale totale (kPa)
$\delta\sigma_v; \Delta\sigma_v; \Delta\sigma$	incremento di sforzo verticale totale (kPa)
$\sigma'_v; \sigma'$	sforzo effettivo verticale (kPa)
$\sigma'_{v,i}; \Delta\sigma'_{v,i}$	sforzo effettivo verticale agente sul singolo strato i -esimo, e sua variazione (kPa)
$\delta\sigma'_v; \Delta\sigma'_v; \Delta\sigma'$	incremento di sforzo effettivo verticale (kPa)
$\sigma_1; \sigma_3$	pressione verticale e laterale considerate nelle prove di compressione triassiale (kPa)
τ	sforzo tangenziale (kPa)
Notazione delle deformazioni (o cedimenti relativi)	
ε	deformazione generica o cedimento relativo (% o -)
$\varepsilon_v; \varepsilon(t)$	deformazione verticale al tempo t (% o -)
$\delta\varepsilon_v; \Delta\varepsilon_v; \Delta\varepsilon$	incremento di deformazione verticale (% o -)
$\varepsilon_B; \varepsilon_{bio}$	deformazione biologica dovuta alla biodegradazione (% o -)
$\varepsilon_g; \varepsilon_{so}$	deformazione dovuta alla variazione della componente gassosa e solida organica (% o -)
$\varepsilon_M; \varepsilon_C; \varepsilon_{creep}$	deformazione secondaria meccanica o di <i>creep</i> (% o -)
$\varepsilon_{modelled}$	deformazione secondaria totale modellata (% o -)
$\varepsilon_{observed}$	deformazione secondaria totale osservata (% o -)
$\varepsilon_{secondary}$	deformazione secondaria totale del rifiuto (% o -)
$\varepsilon(t_p)$	deformazione corrispondente al tempo t_p (% o -)
Notazione dei parametri geotecnici	
c'	coesione (kPa)
c_v	coefficiente di consolidazione (m ² /giorni)
D_{10}	diametro efficace corrispondente ad una percentuale di passante del 10% (m)
D_{60}	diametro corrispondente ad una percentuale di passante del 60% (m)
H_{dr}	massima lunghezza di drenaggio (m)
E	modulo elastico di Young (o di rigidità secante) (kPa)
E_i	modulo elastico di Young per ogni strato i (kPa)
E_{edom}	modulo edometrico (kPa)
G	modulo di rigidezza laterale (kPa)
K_0	coefficiente di spinta a riposo (-)
m_v	coefficiente di compressibilità (m ² /kN)
RC	rapporto di compressione (-)
RR	rapporto di ricomprensione (-)
RS	rapporto di scarico (-)
U	coefficiente di uniformità (-)
φ'	angolo d'attrito interno (°)
ν	coefficiente di Poisson (-)

Notazione dei coefficienti e degli indici geotecnici	
C_c	indice di compressione primaria (-)
C'_c	coefficiente di compressione primaria (-)
C_R	coefficiente di ricomprensione (-)
C_α	indice di compressione secondaria (-)
$C_{\alpha e}$	coefficiente di compressione secondaria globale (-)
$C_{\alpha e M}$	coefficiente di compressione secondaria meccanica (-)
$C_{\alpha e B}$	coefficiente di compressione secondaria biologica (-)
$(C_\alpha)_{min}$	indice di compressione secondaria intermedia (-)
$(C_\alpha)_{max}$	indice di compressione secondaria a lungo termine (-)
Notazione dei parametri biologici	
BP	potenziale di biogas durante la fase metanigena (Nm ³ biogas/t DM)
BP_{eff}	potenziale di biogas cumulato effettivo (produzione finale di biogas osservata effettiva) (Nm ³ biogas/t DM)
BMP	potenziale biochimico di metano durante la fase metanigena (Nm ³ metano/t DM)
BMP_{eff}	potenziale biochimico di metano cumulato effettivo (produzione finale di metano osservata effettiva) (Nm ³ metano/t DM)
c	contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile (%)
c_i	contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile della frazione i di rifiuto (%)
$c_{i,correct}$	contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile della frazione i di rifiuto corretto secondo il tipo di pretrattamento iniziale (%)
c_{biogas}	contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile ottenuto secondo l'approccio basato sulla produzione di biogas (%)
$c_{pretreatment}$	contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile ottenuto secondo l'approccio basato sul tipo di pretrattamento iniziale (%)
$c_{required}$	contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile atteso dal modello (%)
C_b	potenziale di generazione massima stechiometrica di biogas (Nm ³ biogas/t DM)
$C_{b,i}$	potenziale di generazione massima stechiometrica di biogas della frazione i di rifiuto (Nm ³ biogas/t DM)
\overline{C}_b	potenziale di generazione massima stechiometrica costante per ogni frazione i del rifiuto (Nm ³ biogas/t DM)
C_m	potenziale di generazione massima stechiometrica di metano (Nm ³ metano/t DM)
$C_{m,i}$	potenziale di generazione massima stechiometrica di metano della frazione i di rifiuto (Nm ³ metano/t DM)
f_i	frazione iniziale della componente i del rifiuto (%)
$f_{i,bio}$	frazione iniziale della componente degradativa i del rifiuto (%)
$f_{i(DM)}$; $f_{i(WM)}$	frazione della componente degradativa i del rifiuto, in massa secca e bagnata (%)
k ; k'	velocità di generazione di biogas, secondo il modello USEPA e SWANA (anni ⁻¹)
p_i	parametro di correzione, funzione del pretrattamento subito dal rifiuto (-)
$Q(t)$	produzione cumulata di biogas osservata (Nm ³ biogas/t DM·anno)
s	parametro di forma del modello SWANA (anni ⁻¹)
T	temperatura (°C)
$Y(t)$	produzione giornaliera di biogas osservata (Nm ³ biogas/t DM·giorno)

<i>Notazione dei tempi</i>	
$t, \Delta t$	tempo trascorso dall'inizio del calcolo e sua variazione (giorni o anni)
t_{bio}, t'_{bio}	tempo coincidente con l'inizio della degradazione anaerobica, secondo il modello USEPA e SWANA (giorni o anni)
t_c	periodo di costruzione di una discarica (giorni o anni)
t_i, t_j	istanti in cui gli strati i -esimi e j -esimi sono collocati in discarica (giorni o anni)
$t_{monitoraggio}$	tempo di monitoraggio dei cedimenti in discarica (giorni)
t_n	tempo di riempimento e di riposo di tutti gli strati di rifiuto in discarica (giorni)
t_{peak}, t'_{peak}	tempo coincidente col picco di massima produzione di biogas, secondo il modello USEPA e SWANA (giorni o anni)
t_p, t_{100}	tempo di fine compressione primaria (giorni o anni)
t_{si}	durata della fase di compressione secondaria intermedia (giorni o anni)
T_v	fattore adimensionale di tempo (-)
$t_{1/2}$	tempo registrato in corrispondenza della metà della produzione cumulata di biogas (giorni o anni)
t_1, t_2	tempo iniziale e finale in un generico intervallo 1-2 (giorni o anni)
$t_{(3\%BP)}$	tempo registrato in corrispondenza del 3% della produzione cumulata di biogas (giorni o anni)
τ_c	tempo di costruzione della copertura finale (giorni)
τ_j	tempo di riempimento dello strato j -esimo (giorni)
τ_{rj}	tempo di riposo tra la fine del riempimento dello strato j -esimo e l'inizio del riempimento dello strato successivo (giorni)
τ_{rn}	tempo di riposo tra la fine del riempimento dello strato n -esimo e la posa della copertura finale (giorni)
<i>Parametri di modello</i>	
$t_{storage}$	<u>Coumoulos e Koryalos, 1997</u> tempo di stoccaggio (mesi)
Y	velocità di deformazione verticale (%/mese o %/anno)
	<u>Edil et al., 1990</u>
m	compressibilità di riferimento (kPa^{-1})
n	velocità di compressione (-)
t_r	tempo di riferimento per rendere un'equazione adimensionale in rapporto al tempo (giorni o anni)
	<u>Gibson e Lo, 1961</u>
$a; b$	parametri di compressione primaria e secondaria (kPa^{-1})
λ/b	velocità di compressione secondaria (giorni^{-1})
	<u>Hettiarachchi et al., 2003, 2009</u>
β	coefficiente di compressione dovuta alla degradazione (kg^{-1})
C_i	massa iniziale del rifiuto biodegradabile (kg)
ε_0	deformazione al tempo iniziale (% o -)
f_{sj}	frazione solida iniziale relativa a ciascuna componente i del rifiuto (%)
G_{sj}	densità relativa iniziale della j -esima componente solida del rifiuto (-)
$\lambda; \lambda_j$	costante della cinetica di primo ordine (giorni^{-1})
M_{si}	massa iniziale dei solidi (kg)
	<u>Hossain e Gabr, 2005</u>
C_{ai}	coefficiente di compressione, funzione del livello di stress e del grado di compattazione (-)

C_{of}	indice di <i>creep</i> (-)
C_{β}	indice di biodegradazione (-)
t_1	durata della compressione iniziale (giorni)
t_2	tempo in cui la compressione è valutata (giorni)
t_3	durata di completamento della compressione biologica (giorni)
t_4	tempo considerato durante la fase di <i>creep</i> e degradazione biologica (giorni)
	<u>Hudson et al., 2004</u>
A; B; C; D	parametri adimensionali (-)
$p; \Delta p$	pressione del gas nei vuoti e sua variazione (kPa)
p_0	pressione di riferimento usata per calcolare V_{g0} (kPa)
	<u>Kozeny-Carman, 1939</u>
C_{sat}	coefficiente relativo al liquido (m ²)
C_g	coefficiente relativo al gas (m ²)
τ	tortuosità (-)
	<u>Ling et al., 1998</u>
Δh_{ult}	cedimento finale, supposto a tempo infinito (m)
$m; c$	pendenza della retta interpolante (m ⁻¹) e intercetta con l'asse delle ordinate (giorni/m)
ρ_0	velocità di cedimento iniziale (m/giorni)
	<u>Machado et al., 2008</u>
α^*	velocità di incremento della compressione secondaria (-)
$d\epsilon_s$	deformazione a taglio (% o -)
$d\epsilon_{sf}; d\epsilon_{sp}$	deformazione a taglio relativa al materiale fibroso; relativa al materiale non fibroso (-)
$d\epsilon_v$	deformazione volumetrica (% o -)
$d\epsilon_{vd}; d\epsilon_{vp}$	deformazione volumetrica relativa al <i>creep</i> e alla biodegradazione; relativa al materiale non fibroso (% o -)
e_p	indice dei vuoti del materiale non fibroso (% o -)
f_m	funzione di mobilizzazione delle fibre (-)
γ_{sp}	peso di volume dei solidi costituenti il materiale non fibroso (kN/m ³)
V_e	rapporto tra indice dei vuoti del rifiuto e quello del materiale non fibroso (-)
V_f	rapporto tra volume del materiale fibroso e volume totale (-)
V_p	rapporto tra volume del materiale non fibroso e volume totale (-)
	<u>Marques, 2001; Marques et al., 2003</u>
b	coefficiente di compressione secondaria (kPa ⁻¹)
c	velocità di compressione secondaria meccanica (giorni ⁻¹)
d	velocità di compressione secondaria biologica (giorni ⁻¹)
E_{dg}	compressione dovuta alla degradazione (% o -)
ϵ_{Bi}	deformazione al tempo t dello strato i -esimo di rifiuto dovuta alla degradazione biologica (% o -)
ϵ_{Ci}	deformazione al tempo t dello strato i -esimo di rifiuto dovuta al <i>creep</i> (% o -)
ϵ_{Pi}	deformazione dello strato i -esimo di rifiuto risultante dalla risposta istantanea al carico applicato (% o -)
t'	tempo trascorso dall'applicazione del carico (giorni)
t''	tempo trascorso dal completo stoccaggio (giorni)
	<u>Park e Lee, 1997</u>
ϵ_{B_tot}	quantità totale di compressione causata dalla decomposizione del rifiuto (% o -)
k	velocità di deformazione legata ad una cinetica di primo ordine (anni ⁻¹)
	<u>Powrie et al., 1999</u>
A	parametro che relaziona la compressione con lo sforzo (kPa ⁻¹)

K	modulo volumetrico del materiale (kPa) <u>Sivakumar Babu et al., 2010</u>
b	coefficiente di <i>creep</i> (kPa ⁻¹)
c	velocità costante di creep (anni ⁻¹)
d	costante di decadimento relativa alla degradazione (anni ⁻¹)
$d\varepsilon_v^e, d\varepsilon_v^p, d\varepsilon_v^c$	incrementi di deformazione volumetrica dovuti all'elasticità, alla plasticità, al creep, e alla biodegradazione del materiale (% o -)
$d\varepsilon_v^b$	
$\lambda; \kappa$	pendenze del percorso di carico e scarico nel diagramma $e-\ln p'$ del materiale (-)
M	costante d'attrito (-)
t'	tempo trascorso dall'incremento di carico (anni)
t''	tempo trascorso dallo stoccaggio del rifiuto in discarica (anni) <u>Van Genuchten-Mualem, 1980</u>
$\alpha; m; n$	parametri di modello relativi ai macropori (rispettivamente, m ⁻¹ ; -; -)
$\alpha_m; m_m; n_m$	parametri di modello relativi ai micropori (rispettivamente, m ⁻¹ ; -; -)
γ	coefficiente rappresentante gli effetti della tortuosità nel mezzo poroso gas (-) <u>Yen e Scalon, 1975</u>
$c; d$	parametri di calibrazione relativi alla velocità di deformazione (-)
r	velocità di deformazione (giorni ⁻¹)
$T; T_{ult}$	variabile temporale; tempo ultimo considerato dal modello (giorni o anni) <u>Zekkos, 2005</u>
$a; b$	parametri di calibrazione (m ⁴ /kN; m ³ /kN)

N.d.A

Il termine *materia secca* può essere indicato con la sigla italiana MS o con la sigla inglese DM (*dry matter*).

INTRODUZIONE

RIASSUNTO: Nella fase introduttiva di questo lavoro viene affrontato il problema della produzione di rifiuti solidi urbani (RSU) a livello mondiale, europeo e nazionale, e vengono identificate le principali strategie di gestione del sempre più crescente flusso di rifiuti. Queste strategie riguardano l'incenerimento, l'attività di selezione (raccolta differenziata) e riciclo del materiale, la riduzione dell'attività biologica del materiale tramite degradazione aerobica e/o anaerobica, e lo stoccaggio in discarica.

Particolare evidenza viene data ai metodi di pretrattamento meccanico e biologico dei rifiuti, che servono a stabilizzare la materia organica contenuta nel rifiuto, allo scopo di limitare le emissioni e la quantità di metano e di effluenti gassosi inquinanti, mediante una riduzione del volume e della massa di rifiuto depositato. Considerando lo stato dell'arte delle discariche, vengono, inoltre, presentati dei metodi innovativi che si sono diffusi, o che si stanno diffondendo nei Paesi maggiormente industrializzati, quali il ricircolo di percolato, la discarica bioreattore, il *landfill mining* e l'aerazione *in situ*.

A seguire, la sintetica presentazione della Normativa italiana in materia di RSU e di discariche di RSU, completa il quadro introduttivo.

ABSTRACT: *In the introduction section, the problem of Municipal Solid Waste (MSW) production at the global, European and national level, is dealt with, and the main strategies for managing the growing waste production are identified. These strategies concern: incineration, separate collection and material recycling, reduction of organic matter by aerobic and/or anaerobic degradation and storage in landfills.*

Particular emphasis is given to methods of mechanical and biological pre-treatments of the waste, which are essential for stabilize the organic matter contained in the waste, in order to limit the emissions and the amount of methane and pollutant gases, through a reduction in volume and mass of the stored waste. Considering the state of the art of the landfills, some innovative methods in waste management that have spread, or that are spreading in most industrialized countries, are here presented. These methods are: the recirculation of leachate, the landfill-bioreactor, the landfill mining and the in situ aeration.

Finally, a brief presentation of the Italian legislation, about the solid wastes and the MSW landfills, completes this introduction.

1. IL PROBLEMA DELLA PRODUZIONE DI RIFIUTI SOLIDI URBANI

1.1 La produzione di RSU nel mondo

Per capire quanto vasto sia il problema della produzione di rifiuti solidi urbani, e quale sia il suo impatto a livello globale, è utile, a titolo puramente indicativo, quantificare tale produzione, e capire in quali Paesi sia necessario adottare un sistema di gestione integrata dei rifiuti maggiormente efficace. La produzione di rifiuto si attesta all'incirca sul valore di 4 miliardi di tonnellate all'anno, prodotti per la maggior parte dai Paesi industrializzati del Nord del pianeta, compreso l'emergente Stato cinese per il quale, data la scarsità di informazioni, si hanno solo delle stime approssimative (Fig. 1). L'Italia occupa il nono posto, con una media di 29,7 milioni di tonnellate prodotte all'anno.

Se invece ci si addentra a valutare la produzione pro capite di RSU, ovvero prendendo la produzione annuale e dividendola per il numero di abitanti di uno Stato, è possibile ritrovare quasi esclusivamente i summenzionati Paesi industrializzati, primi fra tutti gli Stati Uniti, con un cifra di circa 770 kg di RSU prodotti all'anno, a fronte di una media mondiale di 572 kg/anno (Fig. 2). L'Italia, anche in questo caso, figura tra le prime posizioni di questa graduatoria, con una produzione di circa 500 kg/anno, anche se tale dato si attesta al di sotto della media mondiale.

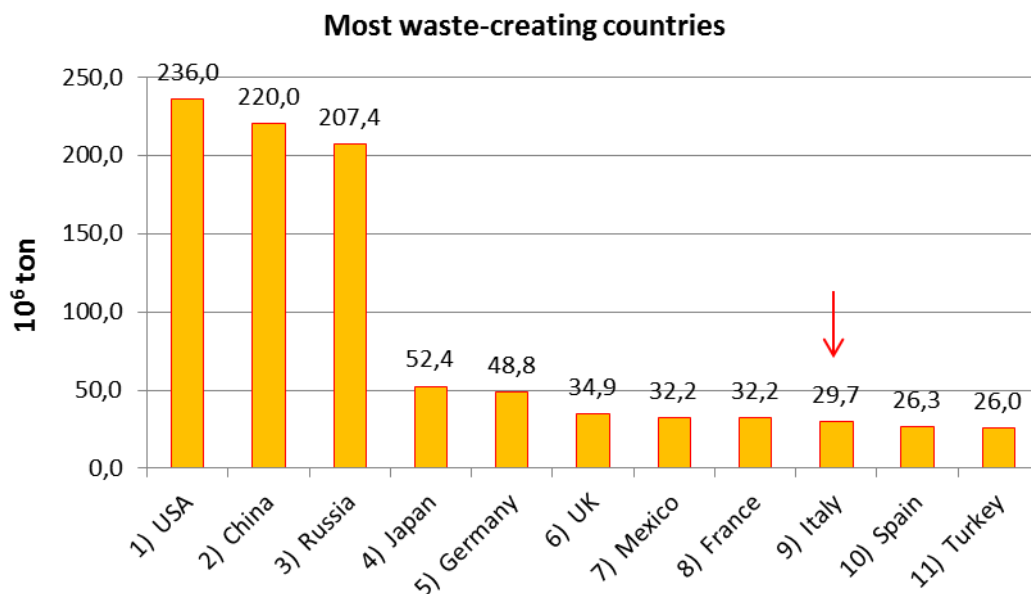


Fig. 1. Produzione annuale di rifiuti solidi urbani da parte degli Stati maggiormente produttori, espressa in milioni di tonnellate (adattata da Green Answers, 2006: www.greenanswers.com).

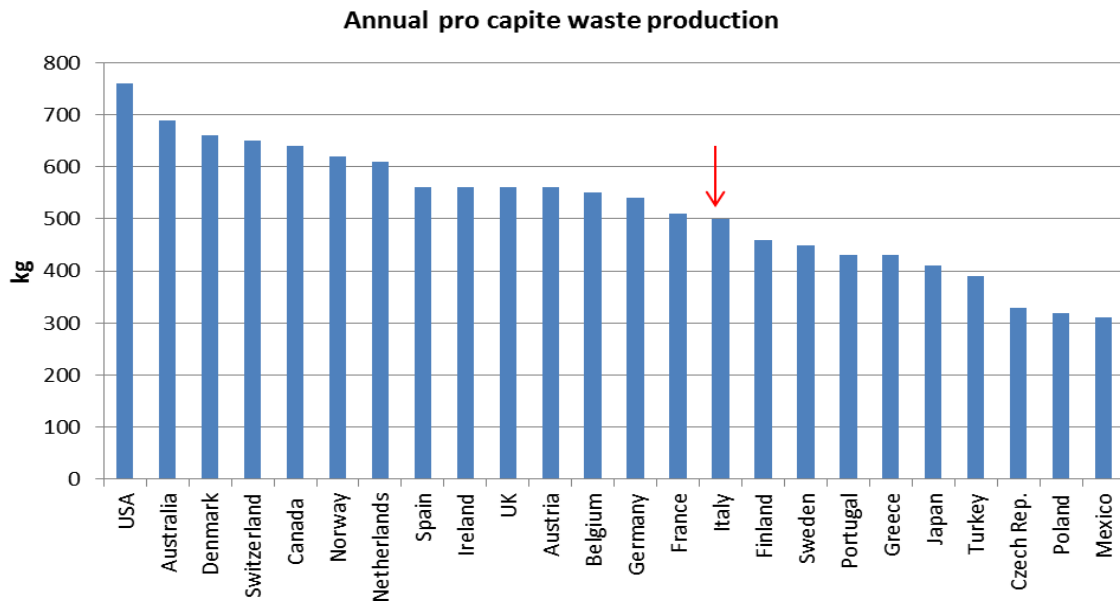


Fig. 2. Produzione pro capite di rifiuti solidi urbani a livello mondiale, espressa in kg di RSU /abitante×anno (adattata da Environment Statistics, 2000: www.nationmaster.com).

1.2 La produzione di RSU in Europa

L’Unione Europea distingue tre tipi di rifiuto: i rifiuti pericolosi, i rifiuti non pericolosi e i rifiuti inerti. I rifiuti solidi urbani (RSU), o *Municipal Solid Wastes (MSW*, in inglese), rientrano nella categoria dei rifiuti non pericolosi, e comprendono, a loro volta, altre categorie di rifiuti (quelli domestici, quelli derivanti dallo spazzamento delle strade, parte dei rifiuti industriali non pericolosi), come mostrato in Fig. 3.

L’Unione Europea ha sempre esercitato una spinta verso la riduzione della produzione di RSU nel tempo, tramite l’adozione di Direttive atte a render pratiche le decisioni in materia, lasciando però agli Stati membri la facoltà di decidere quale strategia adottare per raggiungere gli obiettivi prefissati anno per anno.

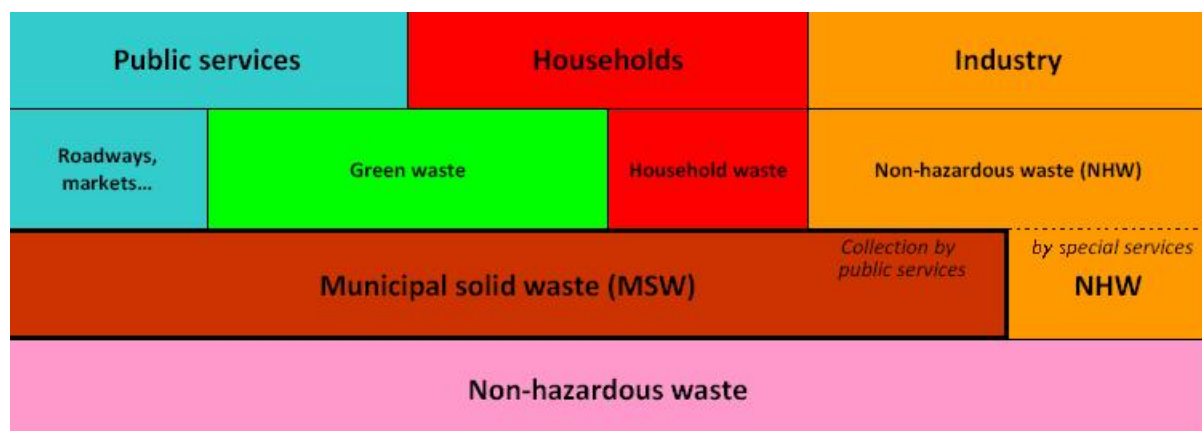


Fig. 3. Classificazione degli RSU, o *MSW*, all’interno della categoria dei rifiuti non pericolosi (Staub, 2010).

Le principali tecniche di gestione dei rifiuti, adottate dai 27 Stati Membri, possono essere classificate in quattro categorie (Fig. 4):

- stoccaggio in discarica;
- incenerimento (con produzione di energia);
- riciclo;
- compostaggio e digestione anaerobica (comprendente il trattamento sia aerobico che anaerobico della sostanza biodegradabile).

**1) STORAGE IN LANDFILL
(LANDFILLING)**



2) INCINERATION (with production of energy)



3) RECYCLING



4) COMPOSTING/ANAEROBIC DIGESTION

(both aerobic and anaerobic treatment of biodegradable substances)



Fig. 4. Principali tecniche di gestione degli RSU adottate all'interno dell'EU.

Sebbene la quantità totale di rifiuto che deve essere trattato rimanga costantemente elevata, il crescente successo della sua differenziazione e riciclo, combinato con lo sviluppo ed il miglioramento di strategie alternative di trattamento, producono una generale diminuzione del conferimento in discarica. In questo contesto, il miglioramento ed il recupero di risorse ed energia dagli RSU diventa lo stadio più importante prima dello stoccaggio finale, che può avvenire attraverso l'utilizzo dei seguenti metodi:

- riciclo di materiale direttamente dai cicli di produzione, per la generazione di nuovi prodotti di uguale o minor qualità, se comparati con i prodotti originali;
- sviluppo per scopi agronomici (produzione di compost dalla frazione organica putrescibile);
- miglioramenti per scopi energetici (generazione di biogas, produzione di combustibili alternativi al posto di quelli tradizionali);
- combustione diretta (incenerimento) o conversione del rifiuto in impianti dedicati.

La Fig. 5 mostra che, per la maggior parte degli Stati Membri, lo stoccaggio in discarica rimane ancora lo strumento più utilizzato, sebbene il trend generale stia diminuendo, grazie allo sviluppo di tecniche di riciclo e recupero dei materiali. È interessante notare come sei Stati (Germania, Olanda, Austria, Svezia, Belgio, Danimarca) stoccano in discarica meno del 10% dei rifiuti prodotti mentre otto Stati (Bulgaria, Romania, Lituania, Lettonia, Malta, Grecia, Slovacchia, Cipro) si avvalgono di questa strategia per più dell'80% dei rifiuti prodotti.

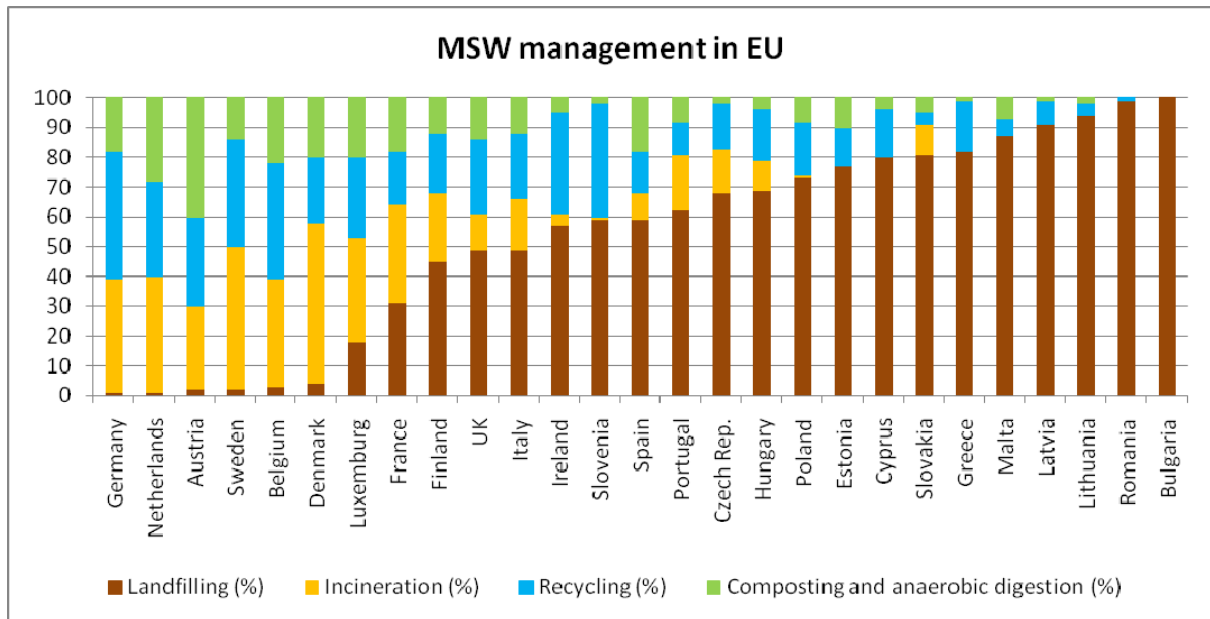


Fig. 5. Strategie di gestione degli RSU adottate dai singoli Stati Membri dell’UE (ISPRA, 2012).

La pratica dell’incenerimento dei rifiuti, con la possibilità di recupero di energia, è molto diffusa nei Paesi nordici (col massimo del 54% dei rifiuti prodotti, raggiunto dalla Danimarca). I leaders principali del riciclo dei materiali sono la Germania ed il Belgio, con valori, rispettivamente, del 43% e del 39%, mentre per quanto riguarda l’utilizzo delle tecniche di compostaggio e di digestione anaerobica, l’Austria prevale col 40% dei trattamenti.

Germania, Olanda, Austria e Svezia, in particolare, hanno adottato delle strategie volte a ridurre quasi totalmente il conferimento in discarica, privilegiando gli altri tre trattamenti alternativi. La situazione italiana è intermedia, dato lo stoccaggio in discarica del 46% (a fronte della media europea, *m.e.*, del 38%), l’incenerimento del 16% (23% *m.e.*), il riciclo del 28% (24% *m.e.*) ed il compostaggio e digestione anaerobica del 10% (15% *m.e.*).

Essendo l’Italia, con circa 15 milioni di tonnellate, il secondo Paese Europeo a stoccare la maggior parte dei rifiuti in discarica, secondo solo al Regno Unito con 16 milioni di tonnellate, i principali sforzi per l’Italia devono esser concentrati sulla riduzione delle discariche.

Nello scenario europeo e nazionale, è possibile comprendere come l’utilizzo delle discariche debba esser considerato solo come ciclo finale dei vari processi di trattamento. La discarica dovrebbe esser usata esclusivamente per il conferimento del materiale stabilizzato finale, il cosiddetto *rifiuto ultimo*, ovvero l’ultimo residuo dei diversi trattamenti e dei sistemi di recupero di energia. Il principale obiettivo rimane, pertanto, la riduzione dei pericoli derivanti dalle discariche e dal loro uso, dato che spesso generano importanti criticità e richiedono la necessità di approfondite investigazioni geotecniche (Conte e Carrubba, 2013).

1.3 La produzione di RSU in Italia

Con la crescita del prodotto interno lordo e dei beni di consumo, è possibile osservare, di pari passo, un aumento della produzione di rifiuti solidi urbani. In Italia, tale produzione è passata da un quantitativo di circa 28,9 milioni di tonnellate, nel 2000, ad un quantitativo di 32,5 milioni di tonnellate, nel 2010. Nonostante l'incremento della produzione di RSU nel periodo 2000-2010, che ha mostrato, tuttavia, tratti costanti o lievemente decrescenti nel periodo 2006-2009, è possibile notare come si siano sviluppate, parallelamente, tecniche di gestione dei rifiuti alternative al conferimento in discarica, come l'incenerimento, il riciclo ed il compostaggio dalle matrici urbane selezionate (Tab. 1).

Tab 1. Produzione annuale di RSU in Italia e percentuali delle differenti tecniche di gestione adottate, riferite agli anni 2000-2010 (APAT-ONR, 2005; ISPRA, 2012).

Anno	Produzione di RSU ($\times 10^6$ t)	Stoccaggio in discarica (%)	Incenerimento (%)	Compostaggio (%)	Recupero di materia (%)
2000	28,9	74,6	7,7	4,3	13,4
2001	29,4	68,0	8,6	5,9	17,5
2002	29,8	63,2	8,9	5,7	22,2
2003	30,0	60,0	10,6	6,0	23,4
2004	31,2	57,0	11,3	6,3	25,4
2005	31,6	54,4	12,1	6,6	26,9
2006	32,5	53,0	12,2	7,0	27,8
2007	32,5	53,9	12,2	7,3	26,6
2008	32,4	52,2	12,8	8,2	26,8
2009	32,1	48,4	14,3	9,2	28,1
2010	32,5	46,2	16,0	10,3	27,5

Prendendo in esame la prima e la seconda colonna della Tab. 1, è possibile visualizzare in Fig. 6 l'andamento della produzione totale degli RSU nel tempo, suddivisa anche a seconda della produzione nelle regioni del Nord, Centro e Sud Italia.

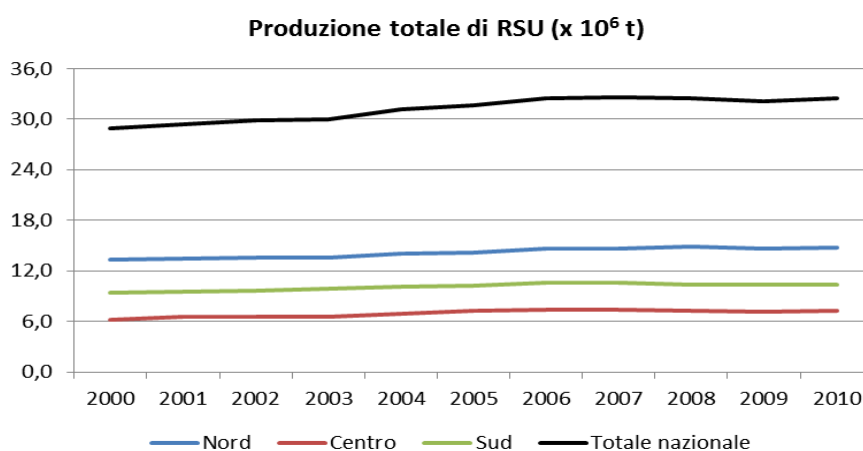


Fig. 6. Produzione totale di RSU in Italia nel periodo 2000-2010.

Considerando, invece, la produzione di RSU in rapporto al numero di abitanti, è possibile visualizzare la produzione pro capite di rifiuti solidi urbani in Italia (Fig. 7). Dall'analisi dei dati ISPRA (*Rapporto Rifiuti*, 2005 e 2012) si evince come la produzione pro capite di rifiuti urbani sia passata da 501 kg/abitante×anno del 2000, ai 536 kg/abitante×anno del 2010, con un trend in aumento rispetto agli anni precedenti.

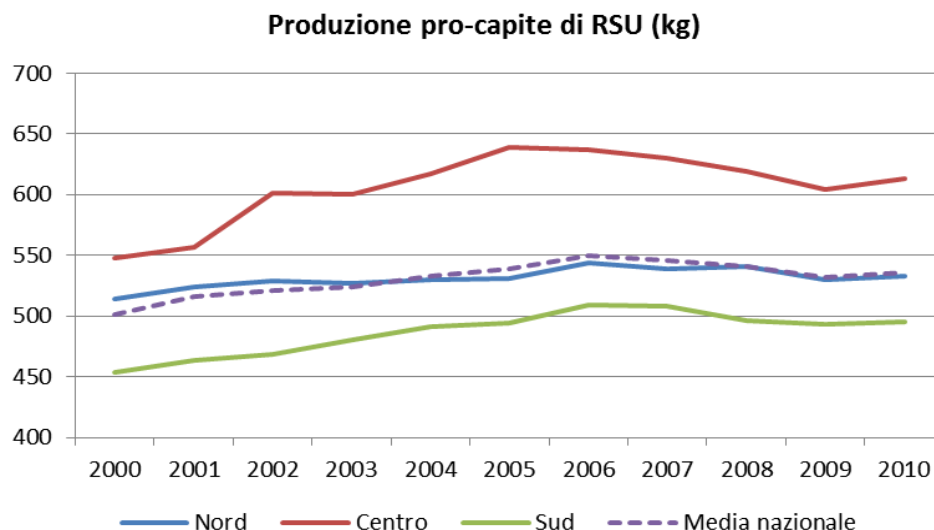


Fig. 7. Produzione pro capite di RSU in Italia nel periodo 2000-2010.

Scendendo nel dettaglio riguardo la produzione pro capite di RSU, è possibile constatare come, mediamente, nel primo decennio del 2000, le Regioni i cui abitanti producono più rifiuti sono la Toscana, l'Emilia Romagna e la Valle d'Aosta (Fig. 8).

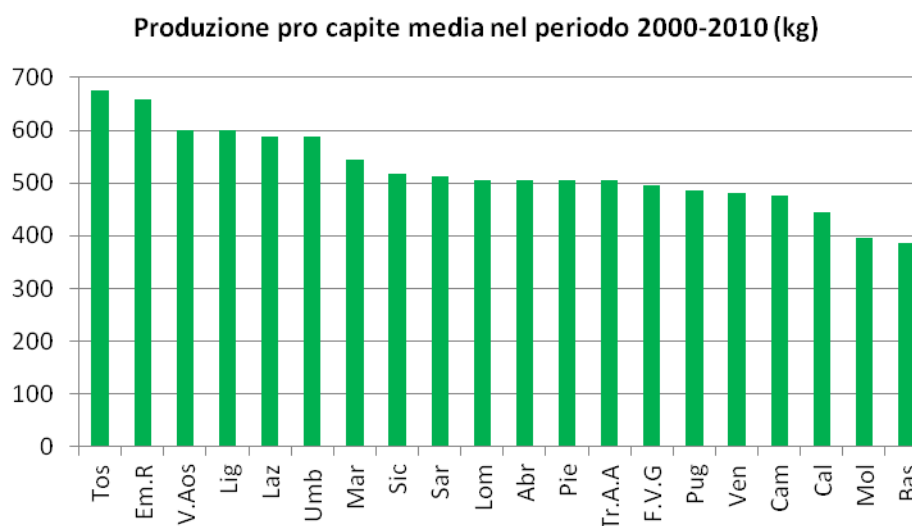


Fig. 8. Produzione pro capite media di RSU nelle diverse Regioni d'Italia, nel periodo 2000-2010.

1.3.1 La produzione globale di rifiuti in Italia

Finora si sono considerati esclusivamente i rifiuti solidi urbani. Se, in aggiunta ad essi, si sommano quelli speciali, pericolosi e non, ed i rifiuti inerti derivanti dalle costruzioni e demolizioni, così da avere una panoramica globale sulla produzione totale di rifiuti nel Paese, è possibile notare come sia stata superata, già nel 2008, la quantità di 170 milioni di tonnellate di rifiuti annui (Fig. 9 e 10).

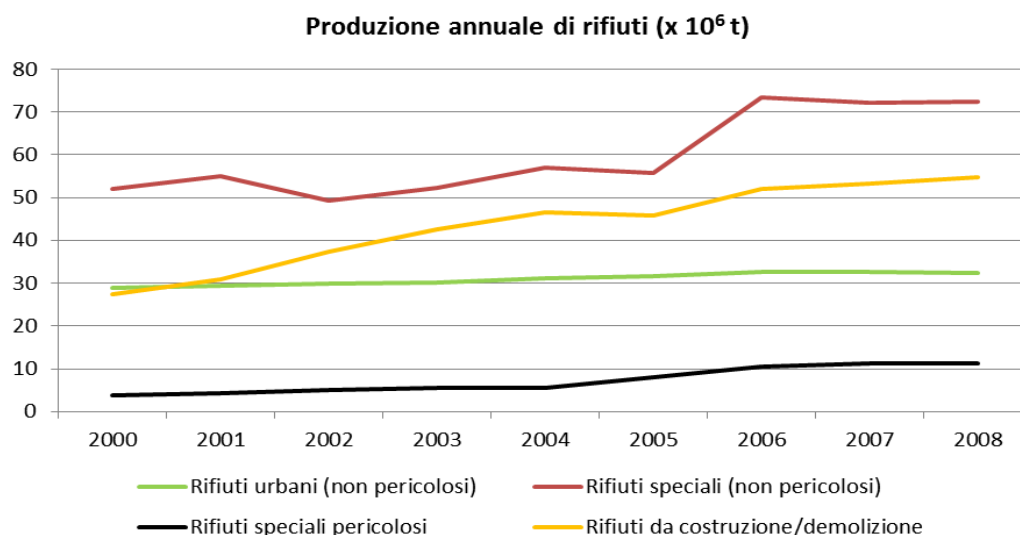


Fig. 9. Andamento della produzione delle diverse tipologie di rifiuto, nel periodo 2000-2008.

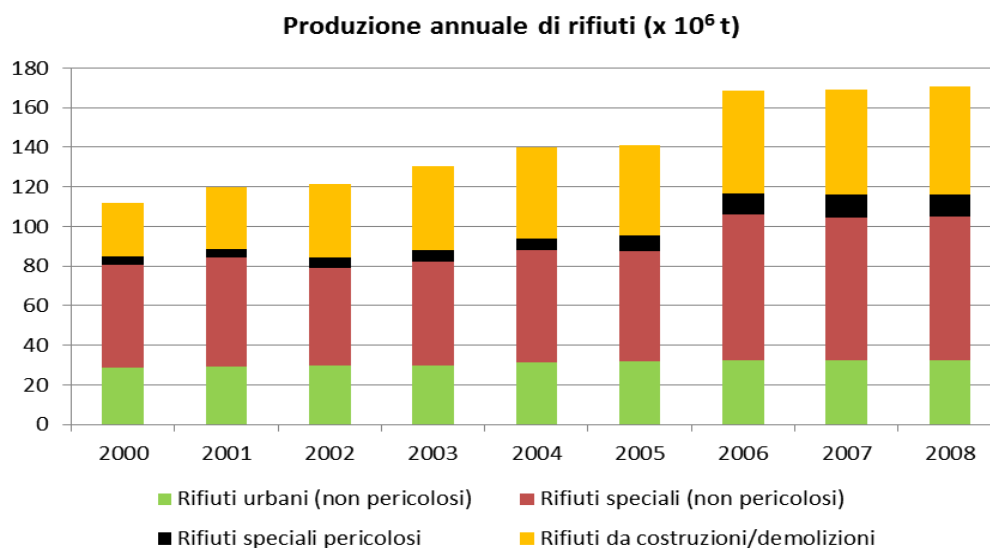


Fig. 10. Distinzione, anno per anno, delle diverse tipologie di rifiuto prodotte, nel periodo 2000-2008.

E' possibile constatare come gli RSU siano, in realtà, una piccola frazione dei rifiuti che vengono prodotti annualmente, attestandosi all'incirca al 19% della produzione globale (Fig. 11).

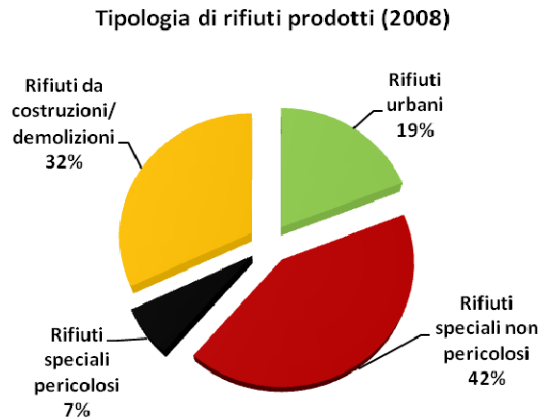


Fig. 11. Differenziazione delle diverse tipologie di rifiuto prodotte nel 2008.

Nel settore degli inerti derivanti dalle costruzioni e demolizioni, si registra un utilizzo elevato di risorse naturali per l'edilizia, con un prelievo superiore alla capacità di rinnovamento e una produzione di rifiuti maggiore della capacità d'assorbimento degli impianti. Le strategie di prevenzione sono poco diffuse e scarsamente efficaci; riguardano quasi esclusivamente il settore degli imballaggi e riescono di poco a limitare l'aumento dei consumi di questo settore che cresce ad un ritmo di circa una volta e mezzo quello dei rifiuti urbani.

1.4 I diversi settori di trattamento

I diversi tipi di rifiuto possono essere classificati in funzione della loro provenienza o della loro pericolosità, e molteplici settori di trattamento vi sono associati; ad esempio, lo stoccaggio in discarica, l'incenerimento, il compostaggio, la valorizzazione della materia attraverso la raccolta differenziata (Fig. 12).



Fig. 12. Schematizzazione del processo ideale di gestione dei rifiuti, attraverso i diversi settori di trattamento (adattato da FNADE, 2007).

I rifiuti non pericolosi vengono prodotti dalle attività domestiche e dalle piccole imprese. Molteplici alternative di trattamento dei rifiuti sono state sviluppate; pertanto, un rifiuto può subire diverse tappe di trattamento e/o di valorizzazione. La frazione di rifiuto non pericolosa, non potendo esser soggetta ad ulteriori valorizzazioni nelle *condizioni tecniche ed economiche del momento*, viene generalmente qualificata come *rifiuto ultimo*. Sono proprio questi *rifiuti ultimi* ad esser stoccati in discarica.

Il sistema di gestione integrata dei rifiuti, costituito dalla riduzione di rifiuti alla fonte, dalla selezione e riciclo dei materiali e dal recupero di energia, rappresenta il modo più completo in termini di minimizzazione degli impatti ambientali e di ottimizzazione del sistema per efficacia, efficienza ed economicità.

Le modalità di gestione dei rifiuti urbani sono diverse da Regione a Regione, a seconda che le politiche di pianificazione e programmazione abbiano privilegiato l'una o l'altra forma di gestione. Sono soprattutto le regioni del Nord Italia che, in ottemperanza alle priorità definite dalla normativa comunitaria, raggiungono valori prossimi o superiori al 45% di recupero, minimizzando lo smaltimento in discarica, ancora largamente diffuso al Centro-Sud.

1.4.1 Raccolta differenziata

Se si prendono a riferimento gli obiettivi di raccolta differenziata fissati dalle Direttive Europee (25% nel 2001, 35% nel 2003, 40% nel 2007, 45% nel 2008, 50% nel 2009, 60% nel 2011), l'Italia appare in costante ritardo; basti pensare che l'obiettivo del 2001 è stato raggiunto solo nel 2006, e quello del 2003 è stato raggiunto nel 2010 (Fig. 13).

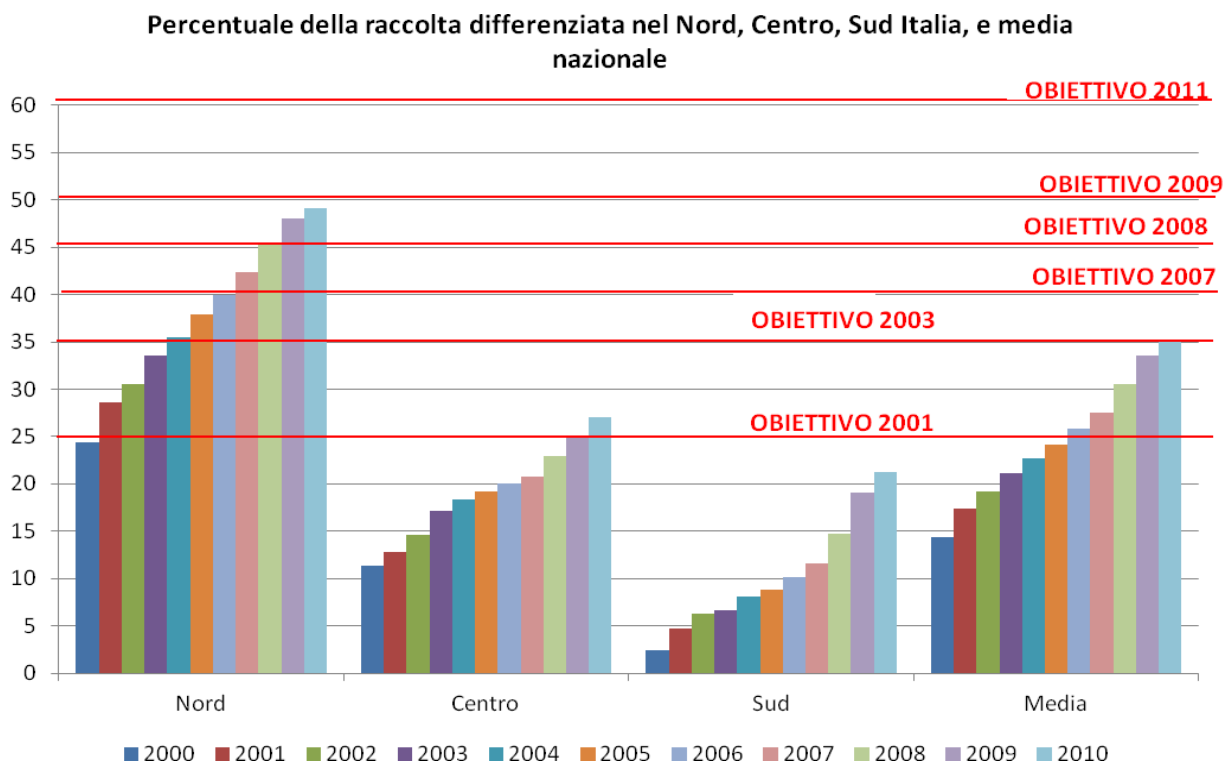


Fig. 13. Percentuale di raccolta differenziata nel Nord, Centro e Sud Italia, e media nazionale, nel periodo 2000-2010, e confronto con gli obiettivi europei.

Se si analizzano i dati per macroaree e si scende in dettaglio, si nota che in questo settore vi sono state spinte molto significative, sia in quantità che in qualità, nonostante le istituzioni si sforzino a ricercare, principalmente, siti idonei alla costruzioni di inceneritori e discariche.

A livello regionale si nota infatti che, nel 2010, il Veneto ed il Trentino Alto-Adige stavano virtuosamente quasi per raggiungere gli obiettivi del 2011, mentre il Piemonte ed il Friuli-Venezia Giulia hanno raggiunto gli obiettivi del 2009, in ritardo solamente di un anno (Fig. 14).

Le percentuali di raccolta differenziata del Centro Italia si attestano attorno al 27%, con i valori significativi per le Marche (39%) e la Toscana (37%). Nonostante le percentuali del Sud Italia siano molto indietro rispetto agli standard previsti, con una media del 21% nel 2010, tra queste Regioni è possibile riconoscere il grande sforzo operato da Sardegna (45%) e Campania (33%), i cui trend di crescita negli ultimi anni, sono i più elevati tra tutte le altre Regioni italiane.

Significativo è il dato relativo alle singole frazioni merceologiche, che fa emergere in maniera evidente come le percentuali più elevate di raccolta differenziata si registrino laddove si è avviata una raccolta separata della frazione organica domestica. In queste realtà, la raccolta differenziata, da accessoria è divenuta il perno dell'intero sistema e la raccolta separata degli scarti organici si è rivelata l'elemento fondamentale per il raggiungimento di molteplici obiettivi di gestione.

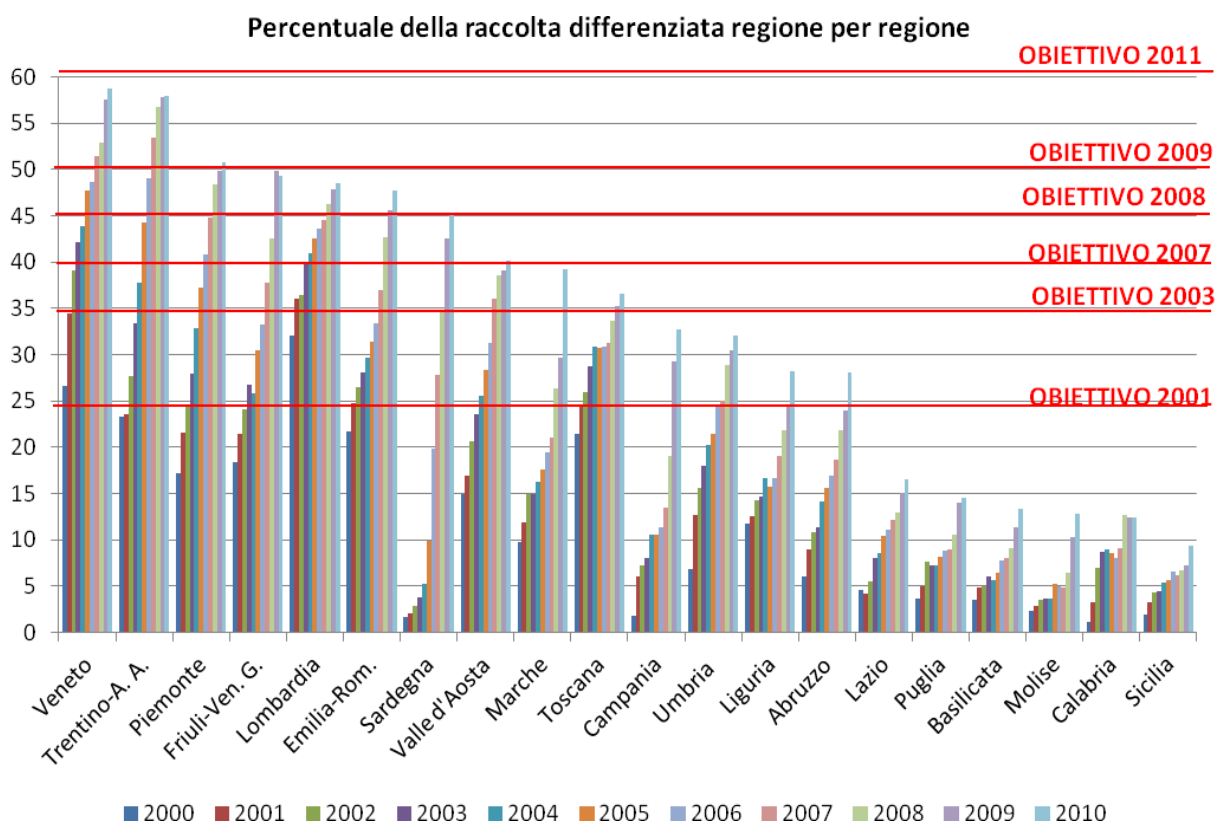


Fig. 14. Percentuale di raccolta differenziata nelle diverse Regioni d'Italia, nel periodo 2000-2010, e confronto con gli obiettivi europei.

1.4.2 Incenerimento

Le percentuali degli RSU che vengono inceneriti negli impianti di incenerimento dei rifiuti urbani, della frazione secca e in quelli usati per ottenere combustibili dai rifiuti, sono sempre più elevate. Le quantità incenerite, infatti, sono passate dal 7,8% del 2000, al 12,1% del 2005, sino al 16,1% del 2010. La Fig. 15 mostra la crescita continua delle quantità di rifiuti inviati ai suddetti impianti.

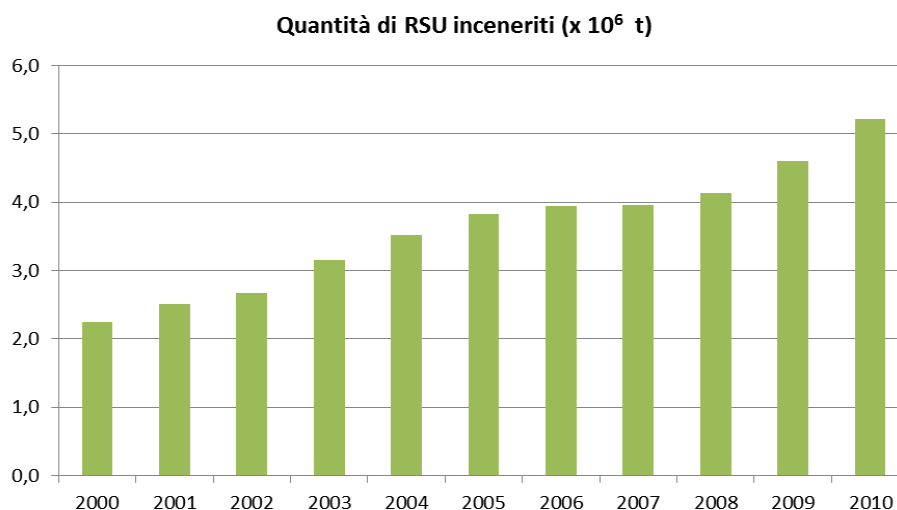


Fig. 15. Quantitativi di RSU inviati negli impianti di incenerimento, nel periodo 2000-2010.

Ancora una volta, la maggior parte dei rifiuti vengono inceneriti nel Nord Italia, che presenta un numero di impianti (28) maggiore di quelli del Centro (13) e Sud (9) Italia, considerati assieme (Fig. 16).

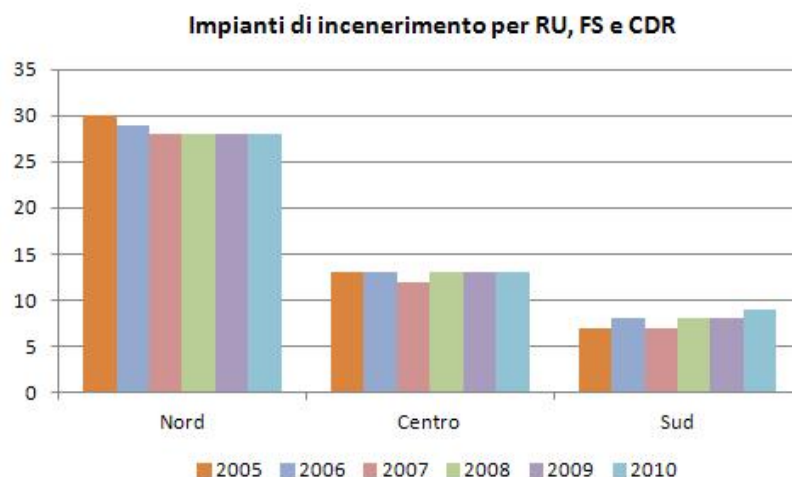


Fig. 16. Numero di impianti di incenerimento presenti in Italia, nel periodo 2005-2010 (RU: rifiuti urbani; FS: frazione secca; CDR: combustibile dai rifiuti).

1.4.3 Recupero, compostaggio e trattamento biologico

L'andamento del mercato del recupero rimane complessivamente stabile, con significativi incrementi nel recupero della carta, del vetro e della plastica. Con caratteristiche assolutamente diverse si è andato consolidando il mercato del recupero delle frazioni organiche con produzione di compost, con un incremento del ricorso a questo tipo di pratica su tutto il territorio nazionale. In particolare, tra il 2000 ed il 2010 si è registrato un aumento di circa il 170% della frazione selezionata avviata a compostaggio (Fig. 17) e del 20% di rifiuti indifferenziati avviati a trattamento meccanico biologico (Fig. 18).

Il settore degli impianti di compostaggio ha visto uno slancio molto positivo ma, nonostante ciò, la dotazione sul territorio è appena sufficiente.

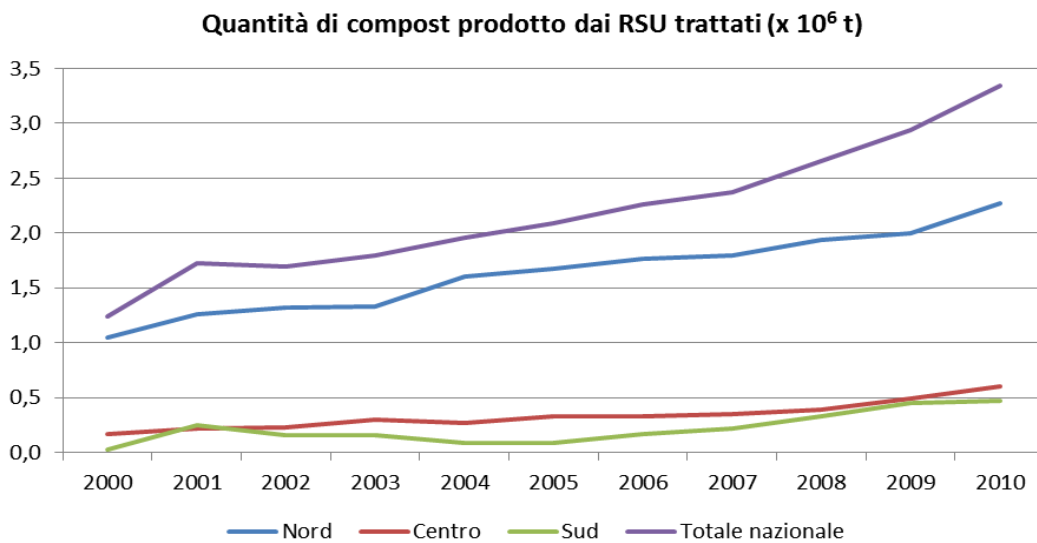


Fig. 17. Quantitativi di RSU inviati negli impianti di compostaggio, a seconda delle tre diverse zone d'Italia (Nord, Centro e Sud), nel periodo 2000-2010.

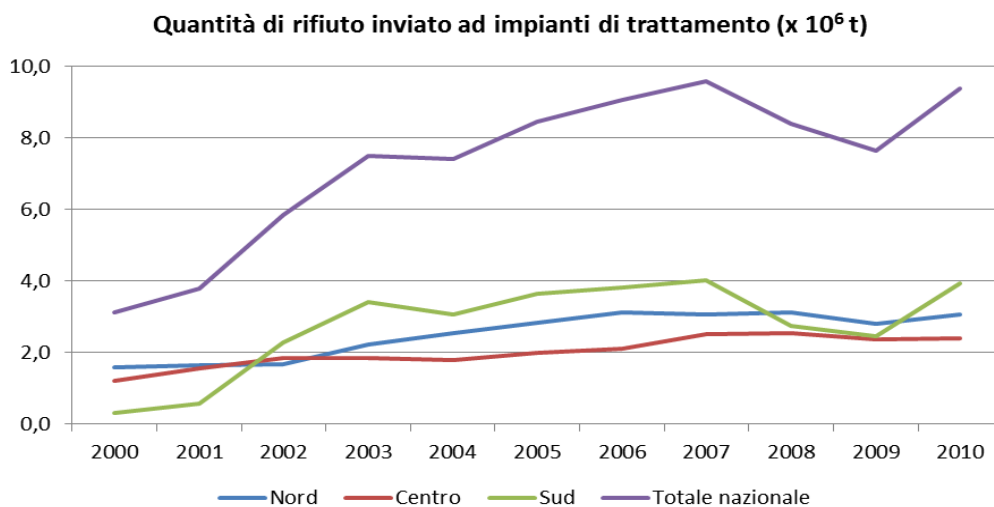


Fig. 18. Quantitativi di RSU inviati negli impianti di trattamento, a seconda delle tre diverse zone d'Italia (Nord, Centro e Sud), nel periodo 2000-2010.

1.5 Lo stoccaggio dei rifiuti in discarica

Lo stoccaggio dei rifiuti in discarica ha rappresentato, per lungo tempo, una scorciatoia a buon mercato. Migliaia di cosiddetti *depositi selvaggi*, privi di qualsiasi criterio di operatività, controllo e monitoraggio, sono rimasti in attività fino agli anni '90, contribuendo ad associare alla discarica un'immagine decisamente negativa. Tutto ciò ha portato le istituzioni pubbliche a reagire tentando una riduzione dei rifiuti alla sorgente e limitando lo stoccaggio ai soli *rifiuti ultimi*. Le evoluzioni legislative successive hanno imposto uno sviluppo più curato dei siti di stoccaggio, portando ad una scomparsa progressiva delle *discariche selvagge* per lasciar posto ad impianti di stoccaggio, concepiti come siti industriali ad alto sviluppo tecnico, dove il tipo di rifiuto ammesso e la gestione degli effluenti liquidi (percolato) e gassosi (biogas) sono definiti in un quadro regolamentare preciso.

L'obiettivo principale dello stoccaggio in discarica è quello di ottenere un sito inerte alla scala temporale di una generazione (30 anni), controllando gli impatti ambientali indotti dalla produzione di percolato e di biogas, generati dai processi di biodegradazione della sostanza organica contenuta nei rifiuti.

Attualmente, la discarica rappresenta ancora la soluzione più immediata per colmare i vuoti programmatici che hanno caratterizzato e continuano a caratterizzare situazioni di continua emergenza, specie nel Centro-Sud Italia. Questa soluzione permette di ottenere rapidità d'intervento e un impegno finanziario più contenuto rispetto alla costruzione degli impianti d'incenerimento o di altre tecniche alternative di gestione dei rifiuti.

1.5.1 Le discariche convenzionali per RSU

Le moderne discariche sono sistemi di contenimento dei rifiuti progettate per isolare il rifiuto solido dall'ambiente che lo circonda e per minimizzare l'impatto ambientale che questo rifiuto può provocare. Una discarica può esser definita come un sito utilizzato per stoccare i rifiuti e garantire le condizioni ottimali di sicurezza nei confronti dell'ambiente. Il principio generale è quello di sistemazione dei rifiuti, con eliminazione dei contatti diretti con il suolo grazie all'utilizzo di geomembrane, e con recupero di percolato e biogas ottenuto durante la fermentazione. Tale impianto deve anche rispondere a degli standard precisi riguardanti la locazione, la disposizione dei rifiuti, lo sviluppo durante la fase di riempimento e durante il periodo di post-riempimento.

Lo stoccaggio dei rifiuti è simile per ogni sito ed avviene tramite il riempimento di lotti indipendenti che costituiscono delle unità idrauliche distinte. Un lotto presenta tipicamente la forma di un cumulo parzialmente sopraelevato, in rapporto alla parte di terreno naturale, e raggiunge un'altezza generalmente compresa tra 8 e 40 m. Altre configurazioni di stoccaggio esistono in funzione della geomorfologia del sito.

Il fondo di questi lotti è preventivamente reso impermeabile mediante differenti strati, principalmente di argilla impermeabile ($K_w < 10^{-9}$ m/s), la quale costituisce una barriera di sicurezza passiva. Una barriera drenante, invece, permette la filtrazione ed il recupero del percolato (barriera attiva). Grande importanza hanno, sicuramente, i geosintetici bentonitici: la polvere di bentonite contenuta all'interno di un geotessile composito gli conferisce una grande permeabilità ($K_w < 10^{-6}$ m/s), una volta che questa viene umidificata.

La disposizione dei rifiuti si effettua per strati successivi, compattati sul posto e ricoperti più o meno periodicamente con dei materiali inerti, in modo da limitare la dispersione delle polveri e la diffusione degli odori nell'aria.

Le acque di percolazione pluviale generano dei flussi gravitazionali di percolato necessari per una buona biodegradazione dei rifiuti. Questi percolati accumulati sul fondo dei lotti sono recuperati grazie ad un sistema di drenaggio e pompati periodicamente, per essere poi orientati verso la stazione di trattamento.

Oltre alla produzione di percolato, la degradazione dei rifiuti fermentescibili si accompagna anche alla produzione di biogas. Sistemi di captazione orizzontali sono disposti all'interno del cumulo di rifiuti per assicurare l'evacuazione di questi ultimi, uniti a pozzi verticali montati progressivamente durante o successivamente alla fase di riempimento. Le fughe di biogas sono ridotte grazie alla messa in depressione del sistema di captazione. Il metano prodotto dai rifiuti può essere valorizzato e costituire una risorsa energetica rinnovabile, contribuendo alla diminuzione dell'effetto serra.

Alla fine del riempimento di un intero settore o del riempimento totale della discarica, una copertura costituita da barriere minerali e da geosintetici viene realizzata in superficie allo scopo di isolare la massa di rifiuti dall'ambiente esterno. Questa serve per resistere ai fenomeni d'erosione e abrasione, per vietare le intrusioni di animali, per conservare l'integrità della discarica e per ristabilire l'estetica del sito. Le coperture sono costituite da diverse barriere (argilla, geosintetici bentonitici, geomembrane) aventi ciascuna una funzione ben definita (drenaggio, protezione, supporto per la vegetazione).

Infine, dopo la realizzazione della copertura, è previsto un periodo di post-riempimento di una durata massima di 30 anni, durante la quale il gestore s'impegna ad effettuare un monitoraggio completo dell'installazione ed a porre rimedio contro ogni imprevisto, ivi compreso tutti i rischi d'inquinamento che ne possono derivare. Alla fine del periodo di sorveglianza dell'ultimo settore della discarica è indispensabile realizzare una riqualificazione del sito, considerando sia la parte tecnica-strutturale, ovvero valutando gli sforzi verticali e laterali agenti sul sito considerato, sia la parte prettamente economica, riguardante le opportunità di sviluppo locale che si possono creare.

Le attuali modalità di riempimento delle discariche fanno del cumulo di rifiuti una sorta di *scatola nera* nella quale le condizioni e, dunque, la cinetica di biodegradazione, non sono propriamente gestite. Inoltre, anche se le nuove tecnologie applicate nella progettazione delle recenti discariche minimizzano l'impatto ambientale, non si può affermare che le moderne discariche siano ad impatto zero, in particolare dopo il periodo di gestione post-riempimento. Molte discariche, infatti, hanno una ridotta capacità di completare il processo di degradazione, perché vengono progettate per essere chiuse e isolate, poste cioè in condizioni di non avere infiltrazioni di acqua dall'esterno. Il rifiuto contenuto in una moderna discarica, in condizioni anaerobiche, si mantiene quindi inalterato per molto tempo; pertanto, essa necessita di un continuo controllo e monitoraggio. Per questo motivo diventa strategico lo studio di soluzioni che intervengano sia sulle vecchie discariche che si trovano in condizioni di potenziale contaminazione, al fine di operare interventi di bonifica e messa in sicurezza permanente delle stesse, sia sulle discariche di nuova progettazione, affinché si possa assicurare la sostenibilità ambientale delle stesse anche nel periodo di post-riempimento.

1.5.2 Dati sul conferimento di RSU in discariche italiane

La tendenza degli ultimi anni, rilevata nel *Rapporto Rifiuti 2012* dell'ISPRA, è quella di una riduzione delle quantità di RSU stoccati in discarica, a fronte di una produzione di rifiuti costante, o in leggero aumento. Tale riduzione è evidente: da 22 milioni di tonnellate nel 2000 (75,7% della quantità prodotta), a 15 milioni di tonnellate nel 2010 (46,2% della quantità prodotta; Fig. 19).

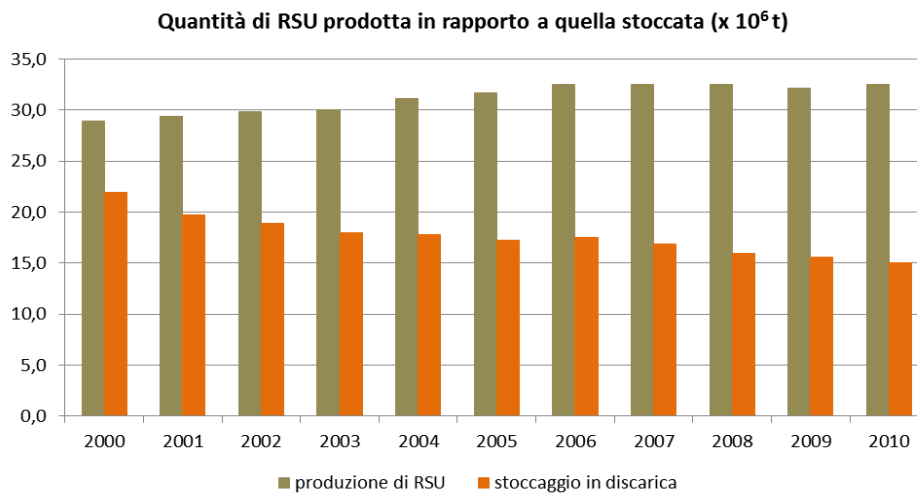


Fig. 19. Rapporto tra le quantità di RSU prodotte e stoccate, nel periodo 2000-2010.

Un altro dato molto rappresentativo è costituito dalla diminuzione del numero delle discariche per rifiuti urbani (Fig. 20). La chiusura riguarda soprattutto le piccole discariche, a vantaggio di grandi impianti a servizio di aree geografiche più estese. La chiusura degli impianti, tuttavia, non è accompagnata da una sufficiente razionalizzazione del sistema: la riduzione del numero di discariche non è seguita da un'energica riduzione dei quantitativi di rifiuti da smaltire, con conseguenti situazioni di emergenza ambientale.

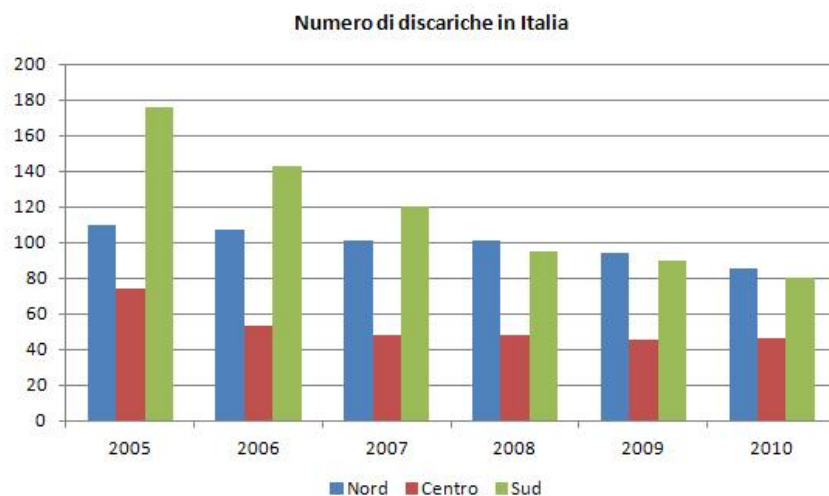


Fig. 20. Evoluzione del numero di discariche in Italia, nel periodo 2005-2010.

A livello regionale, è possibile notare come la Regione più virtuosa sia la Lombardia, la quale conferisce in discarica solamente l'8% dei rifiuti solidi urbani prodotti, privilegiando strategie di gestione alternative, come l'incenerimento, la raccolta differenziata ed il trattamento biologico. La Sicilia, invece, conferisce in discarica ancora il 92% degli RSU prodotti, quasi il doppio rispetto alla media nazionale (Fig. 21).

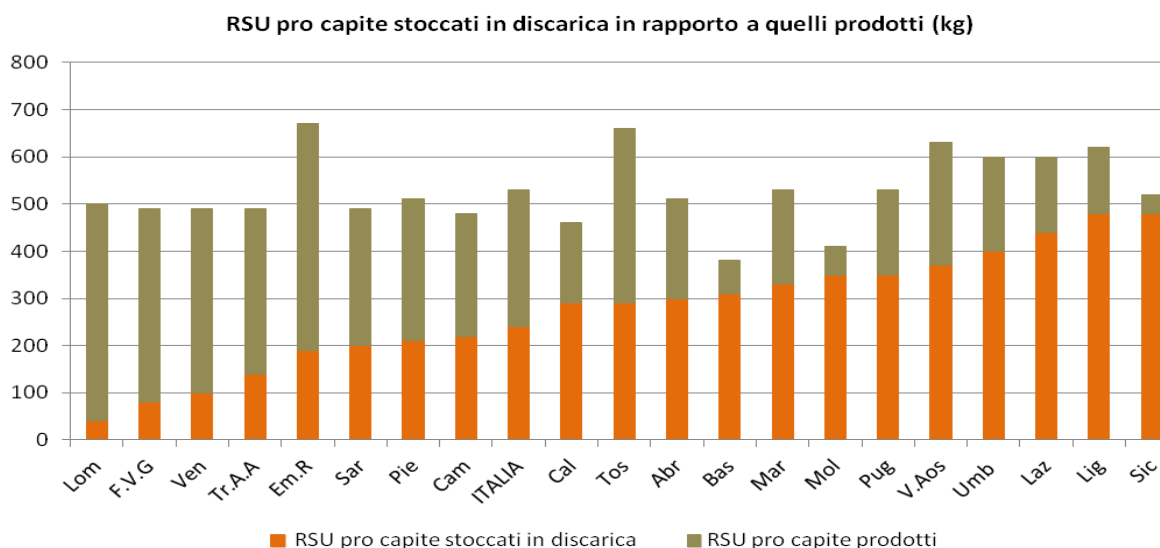


Fig. 21. Rapporto tra le quantità pro capite di RSU stoccate e prodotte, nel 2010, nelle diverse Regioni italiane.

2. PRETRATTAMENTO DEGLI RSU E CONCETTI INNOVATIVI DI DISCARICA

2.1 Accelerazione dei cedimenti e della stabilizzazione bio-meccanica dei rifiuti

La Comunità Europea ha mostrato, già a partire degli anni '90, una particolare sensibilità verso i problemi derivanti dalla crescita della produzione di rifiuto, stabilendo delle strategie di gestione atte a ridurre le quantità di rifiuto alla sorgente, promuovendo il recupero ed il riciclo dei materiali, utilizzando il rifiuto come fonte di energia e facendo confluire in discarica solamente i rifiuti ultimi (91/156/EEC). Con la Direttiva 99/31, l'Unione Europea ha stabilito la riduzione della frazione biodegradabile di RSU entrante in discarica: il quantitativo di sostanza organica depositata deve essere ridotto, rispettivamente, del 25% nel 2006, del 50% nel 2009 e del 65% nel 2016, sulla base delle quantità di RSU prodotte nel 1995.

L'Italia ha implementato le Direttive dell'UE con proprie strategie di gestione, che hanno lo scopo di favorire la raccolta differenziata dei materiali di rifiuto, l'incenerimento, e i pretrattamenti bio-meccanici (D. Leg. n.22/97; D. Lgs. 152/06). Gli obiettivi di queste strategie, spesso non sono stati raggiunti: per esempio, per la raccolta differenziata è stata raggiunta la quota di 30,4% nel 2009, a fronte della quota del 35,0% stabilita per il 2003. L'incenerimento, invece, riguarda solamente una piccola percentuale di riduzione del rifiuto, se comparata alle percentuali medie di incenerimento dell'UE. Inoltre, in Italia, lo stoccaggio dei rifiuti in discarica rimane ancora la via maggiormente seguita. Data questa situazione nazionale, la strategia di stabilizzare biologicamente il rifiuto entrante in discarica e di migliorarne meccanicamente le proprietà geotecniche, sembra essere una via promettente da seguire (Fig. 22).

Il trattamento bio-meccanico (MBT) è stato definito dal Ministero dell'Ambiente tedesco come il *processo di conversione del rifiuto dalle attività umane con componenti biodegradabili, mediante una combinazione di processi meccanici e fisici, con i processi biologici*. Esso tende a stabilizzare la materia organica contenuta nel rifiuto, allo scopo di limitare le emissioni e la quantità di metano e di effluenti gassosi inquinanti, mediante una riduzione del volume e della massa di rifiuto depositato (Lornage et al., 2007). Il pretrattamento aerobico del rifiuto porta ad un rapido sviluppo della metanogenesi, una volta che il rifiuto è stoccato in discarica. Alcuni Paesi, come Germania ed Austria, hanno fissato già i criteri per lo stoccaggio dei rifiuti, in termini di stabilità biologica.

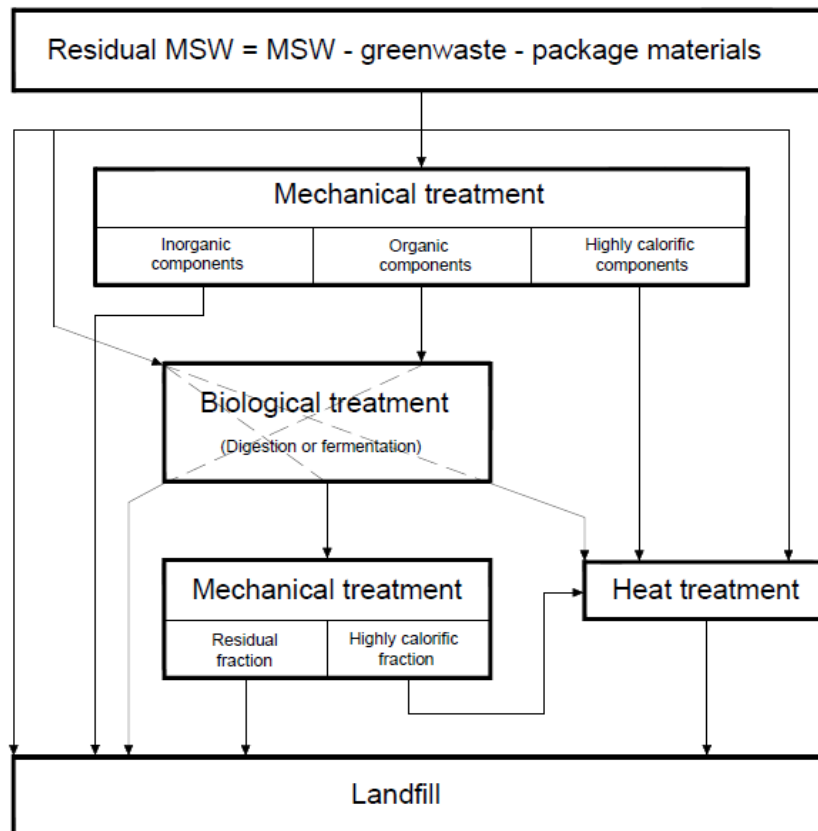


Fig. 22. Tecnologie di pretrattamento degli RSU (adattato da Soyez et al., 1997).

2.1.1 Pretrattamento bio-meccanico

Allo scopo di ridurre i volumi di rifiuti, la produzione di percolato e l'emissione di gas ad effetto serra, i rifiuti possono essere pretrattati secondo due metodi:

Pretrattamento meccanico, caratterizzato da:

- rimozione degli elementi pericolosi ed ingombranti, degli elementi che possono essere riutilizzati e dei materiali metallici;
- suddivisione in categorie di materiali che possono essere trattate in maniera specifica;
- creazione delle seguenti condizioni di preparazione ai successivi processi biologici: 1) triturazione iniziale del rifiuto, consistente nell'omogeneizzazione del rifiuto e nell'apertura dei sacchetti; 2) separazione del rifiuto tramite setacci (la taglia delle componenti è controllata, prima e dopo la triturazione e vagliatura; le particelle fini sono considerate quelle passanti il setaccio con $D=20\text{mm}$); 3) umidificazione del rifiuto con aggiunta d'acqua, per raggiungere un valore ottimale e favorevole al successivo trattamento biologico.

Pretrattamento biologico, caratterizzato da:

- processi aerobici, in cui la sostanza organica viene trasformata in anidride carbonica, in acqua ed in biomassa;
- processi anaerobici, in cui avviene un'ulteriore trasformazione in biogas e residui.

Il rifiuto viene generalmente posto in condizioni di aerazione forzata: tubi d'aerazione vengono posti all'interno del cumulo di rifiuti e un ventilatore contribuisce a fornire ossigeno

in determinata quantità, mantenendo la temperatura del rifiuto compresa tra 40°C (se più bassa, il rifiuto si raffredda) e 70°C (se più alta, c'è rischio d'incendio).

I parametri che vengono controllati sono i solidi volatili, l'indice respirometrico AT_4 , il potenziale di produzione di biogas e metano GB_{21} , e la degradazione della massa di rifiuto.

Lornage et al. (2007) hanno monitorato il procedimento di trattamento biologico di un rifiuto urbano, per un periodo di 25 settimane, evidenziando che:

- dopo le prime 3–5 settimane di aerazione, la temperatura del rifiuto aumenta fino a 50–70°C; successivamente inizia una fase di degradazione del rifiuto, non intensiva, che può portare alla riduzione della materia organica del 30% ed alla diminuzione del suo contenuto d'acqua iniziale;
- a partire dalla sesta settimana, l'attività biologica sembra stagnare e la taglia degli elementi costituenti non varia di molto;
- il rivoltamento del cumulo, operato nelle successive 2–3 settimane, provoca una riduzione della taglia degli elementi costituenti, aumentando le particelle fini da 35% a 50%, e l'inizio di una nuova attività biologica, portando il rifiuto a piena maturazione;
- dopo la quindicesima settimana, i parametri non variano sensibilmente e la situazione permane stabile.

I fattori più importanti nel trattamento biologico rimangono, comunque, il contenuto d'acqua, che favorisce la diffusione batterica ed impedisce l'eccessiva essiccazione del rifiuto, ed il rivoltamento del rifiuto.

Lo scopo fondamentale del pretrattamento bio-meccanico è quello di ottenere la massima decomposizione della sostanza organica nel rifiuto, per ridurre la sua pericolosità in discarica.

In termini geotecnici, le implicazioni del pretrattamento sono molteplici:

- riduzione della massa dei rifiuti dovuta alla degradazione della parte organica; questa riduzione, secondo il tipo di pretrattamento utilizzato, può essere compresa tra 20% e 40%;
- riduzione del volume, compresa tra 20 e 30%, dovuta al deposito in discarica di un rifiuto pretrattato di massa ridotta;
- raggiungimento, da parte dei rifiuti pretrattati biologicamente, dopo un'adeguata compattazione, di valori di peso di volume compresi tra il 12% e 16% in più rispetto a quelli non pretrattati (Favaretti e Maestrini, 1998). Le densità di compattazione ottenute sono molto elevate, di circa 1,2–1,6 t/m³; quindi, superiori del 30% rispetto al rifiuto "grezzo" di analoga composizione (Leikam e Stegmann, 1997). Molto interessanti dal punto di vista delle capacità di stoccaggio, queste caratteristiche di densità possono, tuttavia, portare a degli inconvenienti: diminuzione della permeabilità del materiale, apparizione di nicchie isolate, captazione insufficiente di biogas, metanogenesi instabile (ADEME-LIRIGM, 2005). La riduzione del moto dei fluidi all'interno della discarica cambia le condizioni di degradazione biologica, limitando l'attività dei batteri. Tuttavia, una riduzione del valore di permeabilità idraulica comporta una diminuzione della produzione di percolato, dovuta alla limitata penetrazione dell'acqua all'interno della discarica e, conseguentemente, al suo basso rilascio nel tempo;
- riduzione della produzione di biogas di circa 10 volte, che dimostra la dipendenza della produzione di biogas dal tipo di trattamento al quale sono sottoposti gli RSU;

- miglioramento delle caratteristiche di deformabilità dei rifiuti sottoposti a pretrattamento bio-meccanico e conseguente riduzione dei cedimenti. Alcuni studi condotti da Bidlingmaier e Scheelhaase (1997), hanno permesso di valutare una riduzione del 50% dei cedimenti, se il rifiuto ha subito solo pretrattamenti meccanici, e dell'85%, se il rifiuto ha subito pretrattamenti bio-meccanici. Nel periodo di post-riempimento, dopo la posa della copertura finale, questi rifiuti pretrattati cedono meno rispetto ai rifiuti "grezzi" di analoga composizione. Trattandosi di rifiuti triturati, la struttura omogenea del materiale sembra, inoltre, assumere un cedimento più omogeneo nello spazio, garantendo anche una sostanziale riduzione dei cedimenti differenziali. Tuttavia, la coesione del rifiuto si trova indebolita dall'assenza dell'effetto di rinforzo che caratterizza gli elementi fibrosi.

2.1.2 Ricircolo del percolato

L'idea di migliorare la decomposizione del rifiuto con l'aggiunta supplementare d'acqua o tramite ricircolo di percolato è stata proposta solamente a partire dal 1990. Il ricircolo del percolato aumenta il contenuto d'acqua ed il flusso d'acqua all'interno della discarica, migliorandone l'attività batterica e creando un miglior contatto tra il substrato insolubile, i nutrienti solubili, i microorganismi e gli enzimi che condizionano lo sviluppo normale delle reazioni biochimiche nel rifiuto (Mehta et al., 2002). Altri esperimenti hanno mostrato che la velocità di biodegradazione è strettamente legata al contenuto d'acqua gravimetrico (massa d'acqua rapportata alla massa di rifiuto solido), il quale deve avere una soglia minima compresa entro il 15% ed il 30%, dato che sotto di essa la fermentazione sembra bloccata.

Se l'effetto del ricircolo del percolato sulla biodegradazione e, di conseguenza, sui cedimenti, è manifesto alla scala delle celle di laboratorio (Olivier e Gourc, 2007) o dei siti pilota sperimentali rappresentativi di qualche migliaia di tonnellate di rifiuti (*Yolo County*, USA), le condizioni d'applicazione a vera grandezza non sono ancora totalmente finalizzate.

Considerando dei siti pilota in cui è stato fatto ricircolare del liquido, includendo un monitoraggio dei cedimenti su un periodo minimo di due anni, si possono osservare alcuni svantaggi, tra i quali:

- cella di controllo (senza ricircolo) assente o sottostrumentata;
- quantità reiniettate fluttuanti o incerte;
- infiltrazioni attraverso la copertura mal valutate;
- distribuzione dell'acqua e del percolato non uniforme nella cella bioreattore, che ha causato delle differenze tra i diversi campioni;
- misure insufficienti rispetto alla grandezza del reattore studiato.

Un'altra difficoltà consiste nella ripartizione ineguale, in orizzontale come in verticale, dei liquidi re-iniettati nel cumulo di rifiuti. Si pone sempre il problema della concezione della rete in rapporto al raggio d'azione dei punti d'iniezione, sia che la re-iniezione si operi per mezzo di pozzi verticali, di dreni sub-orizzontali o ancora per associazione dei due dispositivi.

Accelerare la stabilizzazione di un cumulo di rifiuti suppone, infatti, di evitare che una parte importante di questo non resti per nulla esclusa (ADEME-LIRIGM, 2005).

2.2 Le discariche bioreattore

Per evitare che le discariche moderne arrivino a situazioni di potenziale contaminazione, deve essere assicurata una migliore gestione della stabilizzazione del rifiuto in esse contenuto. Questo processo può essere attuato nelle cosiddette discariche bioreattore o, semplicemente, *bioreattori*. I bioreattori, entrati in funzione a titolo sperimentale negli Stati Uniti, in alcuni Stati europei ed in Australia, programmano la degradazione dei rifiuti all'interno dell'impianto di stoccaggio, accelerando tutti i processi che avvengono anche in una normale discarica, operando in condizioni controllate (Reddy et al., 2011). Una discarica bioreattore, infatti, utilizza un processo microbiologico migliorato per trasformare e stabilizzare la componente organica molto biodegradabile e normalmente biodegradabile del rifiuto (Benson et al., 2007). Il ricircolo dei liquidi all'interno della massa di rifiuti accelera la loro decomposizione, distribuendo umidità, nutrienti, enzimi e batteri in tutta la massa in modo efficiente e controllato; a fine ciclo si completa la degradazione e la stabilizzazione del rifiuto organico mediante il ripristino controllato delle condizioni aerobiche.

L'accelerazione della biodegradazione *in situ* può avvenire tramite la gestione dei principali fattori che ottimizzano l'attività microbica: l'aumento del contenuto d'acqua, la riduzione della taglia delle particelle e la gestione ottimale della temperatura. La gestione in bioreattore non è, teoricamente, legata al ricircolo del percolato, in quanto possono esser riciclati acqua o altri liquidi. Tuttavia, è pratica comune usare il percolato, essendo necessario raggiungere un livello d'umidità ottimale per una buona degradazione della materia organica (Elagroudy et al., 2008). La previsione della produzione di biogas e dei cedimenti, essenziale per il dimensionamento del sistema di pozzi per il ricircolo dei liquidi e per il recupero del biogas, è molto importante per il progetto e lo sviluppo di un bioreattore.

Tra gli altri vantaggi ambientali, i bioreattori sembrano raggiungere, più rapidamente ed in maniera più efficace, la stabilizzazione finale del cumulo di rifiuti e ridurre il potenziale d'inquinamento del sito (Wall e Zeiss, 1995).

2.2.1 Le condizioni di realizzazione di un bioreattore

La gestione di una discarica in bioreattore richiede molte attenzioni riguardo il dimensionamento corretto delle reti di raccolta dei gas e del percolato e della rete di ricircolo, e presuppone un monitoraggio particolare per poter beneficiare di una degradazione accelerata dei rifiuti.

Il bioreattore deve essere interamente confinato sul fondo, sui fianchi e sulla copertura: il confinamento al livello della copertura può essere fatto, in un primo tempo, tramite una semplice copertura temporanea in argilla molto impermeabile; poi, in un secondo tempo, tramite la messa in opera di un'efficiente copertura con geomembrana (Fig. 23). Come per i siti tradizionali, il carico idraulico in fondo al sito non deve, in generale, sorpassare i 30 cm. La re-iniezione di liquido, dunque, non deve essere unicamente effettuata con l'obiettivo di utilizzare il cumulo di rifiuti come un mezzo per trattare, stoccare o ridurre le quantità di percolato prodotto.



Fig. 23. Schema di una discarica bioreattore (adattata da Staub, 2010).

La Tab. 2 presenta dei valori tipici di quantità di percolato iniettato in bioreattori di laboratorio ed in bioreattori pilota su media e grande scala.

Tab. 2. Velocità di ricircolo del percolato di bioreattori sperimentali (adattata da Olivier e Gourc, 2007).

Reattore	Riferimento	Velocità di ricircolo media (litri/t DM×giorno)
<i>Laboratorio</i>		
Edopermeometri	ADEME-LIRIGM, 2006	2,00 – 35,00
Reattori di laboratorio	Gourc et al., 2010	0,71 – 3,10
<i>Reattori pilota in situ, su media scala</i>		
Sonoma County (USA)	Leckie et al., 1979	5,70 – 7,90
Yolo County (USA)	Mehta et al., 2002	0,73
Cella di compressione	Olivier e Gourc, 2007	0,80 – 6,80
<i>Reattori pilota in situ, su grande scala</i>		
Sandtown (USA)	Morris et al., 2003	0,93
Lons-le-Saunier (Francia)	Olivier, 2003	0,11
La Vergne (Francia)	Olivier, 2003	0,12

2.2.2 I vantaggi e gli svantaggi del bioreattore

La tecnologia del bioreattore consiste nella conversione della materia organica dei rifiuti in CH₄ grazie al lavoro dei microrganismi responsabili della degradazione dei rifiuti. Il metano viene poi utilizzato per produrre energia. Le modalità d'ottimizzazione delle condizioni di biodegradazione sono numerose; per esempio, si possono avere siti bioreattore con ricircolo di percolato, con iniezione di liquido in grandi quantità, insufflazione d'aria o aggiunta di fanghi. Diversi accorgimenti devono essere adottati riguardo al ricircolo di percolato come, ad esempio, le modalità del suo trattamento o il dimensionamento dei sistemi d'iniezione orizzontali o verticali.

Gli interessi che portano alla realizzazione di un sito bioreattore sono molteplici:

- *Accelerazione ed aumento della produzione di biogas.*
- *Accelerazione della velocità di degradazione della materia organica.*
- *Minore produzione di percolato e riduzione del suo carico inquinante:* la mineralizzazione del rifiuto, ottenuta attraverso la biodegradazione, diminuisce la produzione di percolato. La capacità della discarica bioreattore di accelerare ed aumentare la trasformazione di alcuni costituenti pericolosi, come i metalli pesanti, riduce la concentrazione di questi composti nel percolato fino a livelli quasi non determinabili, facilitando il processo di trattamento del percolato stesso. Questo determina anche la *riduzione della quantità di percolato da trattare e dei costi di trattamento associati.*
- *Riduzione delle emissioni di gas serra:* la captazione e l'utilizzo del biogas per recuperare energia dai rifiuti smaltiti in discarica, permettono di ottenere una riduzione delle emissioni di gas serra. Il recupero ai fini energetici del biogas permette di ottenere una riduzione dell'effetto serra grazie a due fondamentali apporti: 1) il biogas captato dalla discarica non viene disperso in atmosfera; 2) la produzione di energia elettrica da biogas, considerato una fonte rinnovabile di energia, ha un apporto nullo in termini di emissioni di gas serra.
- *Aumento della capacità di raccolta della discarica, grazie ad un incremento della densità del rifiuto:* la digestione anaerobica del materiale biodegradabile, che rappresenta la frazione a minore densità, permette la sottrazione della stessa, mentre rimane nel corpo di discarica la frazione più pesante, con conseguente aumento della densità e diminuzione del volume occupato.
- *Stabilizzazione più rapida dei rifiuti,* grazie all'aumento della velocità dei cedimenti prima della posa della copertura finale, diminuendo il rischio di rottura della copertura stessa; questo comporta anche una *diminuzione dei costi di monitoraggio a lungo termine del sito.*
- *Minori tempi di gestione della post-chiusura:* la rapida e avanzata stabilizzazione dei rifiuti e la conseguente diminuzione dei rischi associati al rilascio nell'ambiente di sostanze potenzialmente dannose, riduce gli oneri operativi della gestione post-chiusura. Questo comporta una *più rapida riqualificazione di tali siti.*
- *Aumento del potenziale di conversione da rifiuti ad energia:* diversi studi dimostrano che la rapida stabilizzazione dei rifiuti in un bioreattore comporta una produzione più elevata di biogas in un periodo più limitato di attività della discarica. Questa caratteristica permette un maggiore potenziale di sfruttamento del biogas per la produzione d'energia.

Tuttavia, la creazione di un sito bioreattore può avere i seguenti inconvenienti:

- *presenza di forti odori;*
- *fastidio per le popolazioni vicine;*
- *possibilità di intasamento dei sistemi di distribuzione dei liquidi;*
- *possibilità di aumento della produzione di acidi volatili;*
- *rischio d'instabilità per un sito su pendio;*
- *raffreddamento della temperatura.*

2.2.3 Monitoraggio dei cedimenti su discariche bioreattore

Il funzionamento di un sito bioreattore richiede un vasto sistema di monitoraggio: a seconda della distribuzione dell'umidità nel cumulo di rifiuti, è essenziale controllare bene i cedimenti indotti. La loro valutazione è molto importante perché essi costituiscono il principale parametro durante la fase di post-riempimento del sito (Sowers, 1973; Durmusoglu et al., 2005). Inoltre, l'aggiunta di liquido può modificare la stabilità del sito, riducendone il coefficiente di sicurezza, e potenziali rotture possono verificarsi, prodotte soprattutto dell'aumento della pressione del liquido sugli strati di protezione e di fondo (Khire e Haydar, 2007). In più, la distribuzione eterogenea dell'umidità può portare a dei cedimenti differenziali che possono essere pericolosi per l'integrità della copertura finale del sito.

I cedimenti possono ugualmente essere utilizzati come indicatore della biodegradazione, in tal contesto. Teoricamente, i bioreattori dovrebbero ridurre le possibilità di rottura indotte da questi cedimenti (durante la fase di post-riempimento) alla copertura finale, visto che la maggior parte dei cedimenti biologici è prodotta nel corso della fase operativa (Benson et al., 2007). Il monitoraggio del cedimento risulta fondamentale per prevedere la massa finale dei rifiuti che possono essere interrati, per determinare in qual momento è preferibile posizionare la copertura finale ed evitare danni ai sistemi di captazione del biogas e di ricircolo del percolato (Hettiarachchi et al., 2009). E' altrettanto cruciale evitare un certo comportamento meccanico a lungo termine del sito, poiché ulteriori deformazioni, oltre la fase di post-riempimento, possono impedire la futura utilizzazione del sito (Elagroudy et al., 2008).

2.2.4 Studi condotti in laboratorio e su opere in vera grandezza

I risultati condotti in laboratorio sono incoraggianti, ma la trasposizione su larga scala è meno categorica. I dati finali degli esperimenti sul ricircolo del percolato hanno mostrato, nella maggior parte dei casi, un aumento dell'accelerazione delle velocità di degradazione dei rifiuti, della produzione di biogas e dei cedimenti. I risultati in laboratorio sono molto promettenti ed hanno spinto ad intraprendere studi analoghi su opere in vera grandezza.

Il confinamento delle discariche, invece, non permette il prelievo dei rifiuti e, dunque, il monitoraggio della degradazione; pertanto, non può essere evidenziata chiaramente l'accelerazione della velocità di degradazione durante la fase di ricircolo. Inoltre, le quantità di biogas captate non aumentano sistematicamente in maniera significativa. Essendo i sistemi di captazione ottimizzati durante la gestione in bioreattore, mediante la realizzazione di una copertura a tenuta impermeabile e di una rete di captazione densificata, un aumento delle quantità captate può non essere direttamente legato ad una maggiore produzione di gas.

Allo stesso modo, le misure dei cedimenti sono contraddittorie e non mettono in evidenza una correlazione sistematica tra ricircolo e cedimenti. Nonostante ciò, è importante ricordare che le quantità riciclate sono deboli e che l'omogeneizzazione del parametro d'umidità appare molto difficile da raggiungere, data la natura eterogenea del rifiuto.

2.3 Landfill mining

La nuova frontiera nell'ambito della gestione delle vecchie discariche o di nuove discariche completamente stabilizzate è costituita dalla tecnica del *Landfill mining*, la quale permette di recuperare, riciclare e porre in sicurezza le vecchie discariche attraverso lo scavo dei rifiuti già interrati ed il loro trattamento, per estrarre i materiali ancora riutilizzabili ai fini di recupero di materia (metalli, terre per la copertura di altre discariche) o di energia (Giornale dei servizi ambientali, 2008: www.gsaneews.it).

Le fasi previste per questo processo sono lo scavo dei rifiuti dalle discariche, previa stabilizzazione del rifiuto ancora attivo in termini di produzione di biogas e percolato, il trattamento del rifiuto riesumato attraverso vagliatura e selezione del materiale e ottenimento di diverse frazioni che possono essere sottoposte a recupero di materia o di energia.

Questo nuovo approccio permette, attraverso un intervento controllato, il recupero di nuovi volumi per la messa a dimora dei rifiuti, attraverso la sottrazione delle frazioni recuperabili, la bonifica della discarica stessa e la rimozione di eventuali rifiuti pericolosi, il recupero di energia e di materia dai rifiuti e, non da ultimo, un recupero in termini di risorse finanziarie sia dalla vendita delle frazioni recuperabili o riciclabili, sia dal recupero di spazi per il conferimento di nuovi rifiuti o per altre iniziative.

2.4 Aerazione *in situ*

Nell'ambito delle diverse opzioni di intervento relative alla bonifica delle discariche, l'aerazione *in situ* rappresenta un intervento di tipo "attivo" che agisce direttamente sui processi di degradazione che si svolgono all'interno della massa dei rifiuti, con lo scopo di accelerarli e raggiungere in tempi brevi la stabilizzazione dei rifiuti, garantendo così una drastica riduzione della fase di post-chiusura.

L'aerazione *in situ* consente di intervenire sui processi di stabilizzazione dei rifiuti, instaurando condizioni aerobiche entro il corpo discarica e favorendo lo svolgimento di reazioni di degradazione biologica di tipo aerobico della sostanza organica putrescibile. Tale tipologia di intervento differisce da altre tecniche di bonifica delle discariche quali, ad esempio, il *capping* superficiale e l'isolamento perimetrale mediante diaframmi, in quanto agisce direttamente sulla fonte delle emissioni di gas e percolato, garantendo un risanamento definitivo del sito ed evitando che problemi ambientali possano comparire a distanza di anni dall'intervento. I processi aerobici consentono di raggiungere i seguenti obiettivi:

- riduzione dei tempi di stabilizzazione dei rifiuti grazie a cinetiche di reazione più veloci;
- produzione di gas a contenuto prevalente di anidride carbonica e assenza di metano;
- riduzione degli odori per assenza di idrogeno solforato, ammoniacca e mercaptani, e ossidazione delle sostanze odorigene;
- riduzione della concentrazione di ammoniacca nel percolato per conversione, in ambiente aerobico, a nitrati.

Il sistema denominato Airflow (Cossu et al., 2011a), brevettato da *Spinoff S.r.l.*, prevede che l'aria venga prelevata dall'ambiente esterno e insufflata a bassa pressione all'interno del corpo rifiuti, consentendo all'ossigeno di propagarsi all'interno dell'ammasso tramite processi di tipo convettivo e diffusivo. La presenza di ossigeno favorisce in breve tempo lo sviluppo di

una flora batterica aerobica, in grado di attivare i processi di degradazione aerobica della sostanza organica. I prodotti gassosi di tali reazioni vengono quindi aspirati dall'ammasso di rifiuti e inviati al trattamento di bio-filtrazione, in modo da eliminare completamente i residui di metano e altri componenti odorigeni presenti nel gas rilasciato in atmosfera.

L'impianto di aerazione comprende un sistema pneumatico di sollevamento del percolato che permette una diminuzione del battente del percolato in discarica. Tale diminuzione è indispensabile, in quanto elevati livelli di battente possono creare zone sature all'interno dei rifiuti che impediscono una buona propagazione dell'aria nel corpo discarica.

3. LA NORMATIVA ITALIANA IN MATERIA DI RSU E DISCARICHE DI RSU

Legge del 20 marzo 1941, n. 336

in vigore fino al 1982, regolava la raccolta, il trasporto e lo smaltimento dei rifiuti solidi urbani, esclusivamente ai fini della tutela dell'igiene, dell'economia e del decoro.

ANNI 1980-1989

D.P.R. del 10 settembre 1982, n. 915

in attuazione delle seguenti Direttive Comunitarie: 75/442/CEE relativa ai rifiuti; 76/403/CEE relativa allo smaltimento dei policlorodifenili e dei policlorotriphenili e 78/319/CEE relativa ai rifiuti tossico nocivi.

Si tratta della prima vera norma quadro in materia di smaltimento dei rifiuti.

Deliberazione del Comitato Interministeriale del 27 luglio 1984

attuazione tecnica del D.P.R. 915/82.

Legge 441 del 29 ottobre del 1987

recante "*Disposizioni urgenti in materia di smaltimento di rifiuti*".

D.M. del 28 dicembre 1987, n. 559

in attuazione della legge 441/1987, relativo ai criteri per la predisposizione di piani regionali per lo smaltimento dei rifiuti solidi urbani e per la realizzazione di nuovi impianti.

D.M. del 22 ottobre 1988, n. 457

inerente ai criteri in materia di esportazione e importazione di rifiuti.

ANNI 1990-1999

D.M. Ambiente del 29 maggio 1991

recante disposizioni circa la raccolta differenziata dei rifiuti solidi urbani.

Direttiva della Comunità Economica Europea (CEE) del 1991, n. 156

L'Unione Europea definisce delle strategie di gestione dei rifiuti urbani seguenti uno schema di priorità rispondente ai seguenti principi:

- ridurre i rifiuti alla fonte e ridurre la loro nocività (principio di *avoidance*);
- favorire il recupero e il riciclo di materiali;
- favorire l'utilizzo dei rifiuti come fonte di energia;
- destinare in discarica controllata i rifiuti residui non più valorizzabili.

Questo tipo di schematizzazione ha orientato gli Stati Membri dell'UE verso *soluzioni integrate* del problema dei rifiuti, ovvero verso soluzioni comprendenti sistemi organizzativi e tecnologici tra loro armonizzati, al fine di conseguire i migliori benefici per la comunità in termini economici, di tutela dell'ambiente e della salute pubblica.

Nel rispetto di questi principi gli Stati Membri dell'UE promuovono le proprie legislazioni nazionali.

D.Lgs. del 5 febbraio 1997, n. 22 (cosiddetto "Decreto Ronchi")

"Attuazione delle direttive CEE sui rifiuti, sui rifiuti pericolosi, sugli imballaggi e sui rifiuti da imballaggio", in attuazione delle Direttive Comunitarie: 91/156/CEE sui rifiuti; 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CE sugli imballaggi e sui rifiuti d'imballaggio.

Tale decreto abroga la legislazione preesistente relativa alla gestione dei rifiuti (in particolare la legge 336/1941, il D.P.R. 915/82 e la legge 441/1987). Inoltre, razionalizza la materia ed apporta radicali modifiche alla situazione preesistente. Con esso viene recepito il criterio guida per la gestione dei rifiuti solidi, ossia lo smaltimento integrato. Tale sistema risulta articolato secondo una gerarchia di interventi:

- minimizzazione della produzione dei rifiuti;
- recupero dei materiali;
- recupero di energia;
- discarica dei residui.

Il decreto Ronchi ha subito, poco dopo la sua emanazione, significativi interventi di modifica ed integrazione attraverso il D.Lgs. dell'8 novembre 1997 n. 389 e la legge del 9 dicembre 1998 n. 426 (i cosiddetti *Decreti Ronchi bis e ter*).

Obiettivi

L'art. 2 ricorda come l'attività di gestione dei rifiuti debba essere effettuata con modalità tali da preservare l'integrità dell'ambiente e la salute umana. A tale scopo viene prevista (art. 3) l'adozione di specifiche iniziative finalizzate alla prevenzione ed alla riduzione della produzione di rifiuti, nonché della pericolosità dei rifiuti medesimi. Nello stesso tempo viene ricordato che lo smaltimento dei rifiuti in discarica deve costituire la fase finale della gestione, mentre va privilegiato il recupero, il riciclo ed il riutilizzo.

Ai fini del raggiungimento di questo scopo, l'art. 4 definisce il riutilizzo, il reimpiego e il riciclo di materia prima come preferibili rispetto alle altre forme di recupero; inoltre l'art. 5 enuncia che *“i rifiuti da avviare allo smaltimento finale devono essere il più possibile ridotti potenziando la prevenzione e le attività di riutilizzo, di riciclo e di recupero”*.

L'art. 24 del decreto, titolato *“contributo per lo smaltimento di rifiuti in discarica”*, fissa le percentuali minime di raccolta differenziata dei RSU che devono essere garantite, in tre tappe successive, da tutti gli ambiti territoriali. Questa norma prevede il raggiungimento della percentuale di raccolta differenziata del 15% entro il 1999; del 25% entro il 2001 e del 35% a partire dal 2003.

Il Decreto Ronchi effettua, inoltre, una classificazione dei rifiuti (art. 7) distinguendo, secondo l'origine, in rifiuti urbani e in rifiuti speciali e, secondo le caratteristiche di pericolosità, in rifiuti non pericolosi e rifiuti pericolosi.

Pretrattamenti

Importante è la norma con la quale il decreto, allineandosi alla normativa comunitaria e perseguendo gli scopi di riduzione della quantità di rifiuti da avviare allo smaltimento finale, consente il deposito in discarica solo di rifiuti inerti, di rifiuti individuati da specifiche norme tecniche e di rifiuti residui di operazioni di riciclo, di recupero e di smaltimento (art. 5).

Il decreto 22/97 identifica tali operazioni in: trattamento in ambiente terrestre (biodegradazione di rifiuti liquidi o fanghi nei suoli), trattamento biologico non specificato altrove che dia origine a composti o a miscugli, trattamento chimico-fisico non specificato altrove che dia origine a composti o a miscugli (ad es. evaporazione, essiccazione, calcinazione, ecc.), incenerimento a terra e incenerimento in mare.

Secondo il decreto, quindi, le discariche possono svolgere un ruolo di accumulo differenziato di materiali provenienti dalla raccolta differenziata che non trovano immediata commercializzazione o che possono essere utilizzati in tempi diversi. Esse inoltre potranno ricevere gli scarti inerti delle precedenti fasi o comunque materiali con una ridotta attività biologica, causa prima degli impatti ambientali a breve e medio termine prodotti dalle discariche.

Linee Guida per le discariche controllate di rifiuti solidi urbani, febbraio 1997

redatte dal Comitato Tecnico Discariche (CTD).

I criteri del Decreto Ronchi sono stati ripresi, in Italia, nelle Linee Guida del CTD. Esse contengono norme tecniche specifiche di pianificazione, progettazione, realizzazione e gestione delle discariche, compresi i pretrattamenti preliminari allo smaltimento. Tali norme, pur non avendo valore di legge, costituiscono certamente un punto di riferimento importante.

D.Lgs. dell'8 novembre 1997, n. 389 (cosiddetto “Ronchi - bis”)

recante modifiche ed integrazioni al D.Lgs. 22/1997.

D.M. del 5 febbraio 1998

in materia di *“Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti a procedure semplificate”*.

D.M. del 11 marzo 1998, n. 141

in materia di *“Smaltimento in discarica dei rifiuti”*.

D.M. del 1 aprile 1998, n. 145 e n. 148

riguardante il “*Formulario di accompagnamento dei rifiuti*” e i “*Registri di carico e scarico dei rifiuti*”.

D.Lgs. del 9 dicembre 1998, n. 426 (cosiddetto “Ronchi - ter”)

recante nuovi interventi in campo ambientale.

Direttiva Europea del 26 aprile 1999, n.31

entrata in vigore il 16 luglio 1999, prescrive che i quantitativi di sostanza organica biodegradabile conferiti in discarica siano ridotti, rispetto ai quantitativi registrati nel 1995, secondo percentuali crescenti. Tra gli articoli più importanti della suddetta normativa, vanno ricordati l’art. 4, che classifica le discariche in tre categorie (per rifiuti pericolosi, non pericolosi e inerti) e l’art. 5. Quest’ultimo prevede che non oltre i sei anni successivi all’entrata in vigore della direttiva, gli Stati elaborino una strategia nazionale al fine di procedere alla riduzione di sostanza organica biodegradabile da stoccare in discarica. Detta strategia dovrebbe includere misure volte a ridurre la quantità di questa frazione organica in discarica mediante il riciclo, il compostaggio, la produzione di biogas o il recupero di materiali/energia.

In base a tale a tale strategia:

- non oltre il 2006 i rifiuti urbani biodegradabili da collocare a discarica devono essere ridotti al 75% del totale (in peso) dei rifiuti urbani biodegradabili prodotti nel 1995;
- non oltre il 2009 questa percentuale deve scendere al 50%;
- non oltre il 2016 la percentuale fissata è del 35%.

Ancora l’art. 5 della direttiva elenca alcune categorie di rifiuti che non possono essere ammessi in discarica, tra cui i rifiuti liquidi, quelli esplosivi corrosivi e infiammabili, e quelli provenienti da cliniche e ospedali se infettivi.

Da ultimo, va ricordato l’art. 6 che prevede che solo i rifiuti trattati vengano stoccati in discarica. Tale disposizione può applicarsi ai rifiuti inerti il cui trattamento non è tecnicamente possibile o a qualsiasi altro rifiuto il cui trattamento non contribuisca agli obiettivi di cui all’art. 1 della presente direttiva, riducendo la quantità dei rifiuti o i rischi per la salute umana o l’ambiente.

D.M. del 15 dicembre 1999, n. 471

in materia di “*Bonifica dei siti contaminati*”.

ANNI 2000-2009

Decisione n. 532 del 2000 da parte della Comunità Europea (2000/532/CE)

modifica ed amplia l’elenco delle tipologie di rifiuti e dei relativi codici C.E.R. (Catalogo Europeo Rifiuti) contenuti nel D.Lgs. 22/1997. Tale decisione, inoltre, descrive una procedura per l’attribuzione dei codici C.E.R. e introduce, per l’individuazione dei rifiuti pericolosi, il duplice criterio tabellare e analitico. Essa è stata successivamente modificata dalle Decisioni

2001/118/CE, 2001/119/CE e 2001/573/CE. In Italia è stata recepita dalla Direttiva del Ministero dell'Ambiente, del 9 aprile 2002.

Legge del 23 marzo 2001, n. 93 (cosiddetto “Ronchi – quater”)

recante “*Disposizioni in campo ambientale*”, ha introdotto rilevanti novità in tema di: bonifiche dei siti inquinati; terre di scavo e materiali vegetali; raccolta differenziata; contributo per lo smaltimento; sanzioni per il traffico illecito di rifiuti.

Legge 28 dicembre 2001, n. 448 (legge Finanziaria 2002)

con una modifica dell'art. 19, comma 4, obbliga le Regioni ad adottare norme per l'utilizzo da parte degli uffici pubblici di una quota del 30% minimo di materiali riciclati in relazione al loro fabbisogno annuo di manufatti e beni.

Decreto Legge del 8 luglio 2002, n. 138

convertito con Legge 178/2002, viene data l'interpretazione autentica della definizione di rifiuto contenuta nel D.Lgs. 22/1997.

Legge del 31 luglio 2002, n. 179 (cosiddetto “collegato ambientale” alla Finanziaria)

recante “*Disposizioni in campo ambientale*”.

D.Lgs. del 13 gennaio 2003, n.36

in attuazione della Direttiva 1999/31/CEE relativa alle discariche di rifiuti.

Tale decreto stabilisce i requisiti operativi e tecnici per i rifiuti e le discariche, le misure atte a prevenire e ridurre il più possibile le emissioni dalle discariche che possono avere effetti negativi sulle diverse matrici ambientali (acque sotterranee e superficiali, suolo e sottosuolo, atmosfera). Sono individuate le discariche per rifiuti inerti, pericolosi e non pericolosi. Al di là della definizione di inerti o della classificazione di rifiuti pericolosi o non pericolosi sono individuate, per ogni tipologia di discarica, concentrazioni limite per determinate sostanze. Non sono comunque ammesse in discarica alcune tipologie di rifiuti in rapporto alle loro caratteristiche di pericolo e/o alle concentrazioni di determinate sostanze.

D.M. Ambiente del 13 marzo 2003

relativo alla definizione dei criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica.

D.Lgs. 3 aprile 2006, n.152 (cosiddetto “Testo Unico Ambientale”)

in attuazione della Legge delega del 15 dicembre 2004, n. 138.

Tale decreto accorpa tutte le norme precedentemente vigenti in campo ambientale, riscrivendole ed in alcuni casi abrogandole. E' articolato in sei sezioni che disciplinano le diverse tematiche ambientali: disposizioni dei Comuni; procedure per valutazione di impatto ambientale e strategica (VIA e VAS) e per l'autorizzazione integrata ambientale; norme in materia di difesa del suolo, di tutela delle acque e di gestione delle risorse idriche; norme in materia di rifiuti e di gestione dei siti contaminati; norme in materia di tutela dell'aria e di riduzione delle emissioni in atmosfera; norme in materia di tutela risarcitoria contro i danni

all'ambiente. Per quanto concerne, in particolare, la disciplina sui rifiuti, con tale decreto viene abrogato il D.Lgs. del 5 febbraio 1997 (Decreto Ronchi).

La strategia adottata dall'Unione Europea e recepita in Italia con tale Decreto affronta la questione dei rifiuti delineando le seguenti priorità di azioni:

Art. 179: Criteri di priorità

- sviluppo di tecnologie pulite;
- ideazione e messa in commercio di prodotti che non contribuiscano o diano un contributo minimo alla produzione di rifiuti ed all'inquinamento;
- miglioramenti tecnologici per eliminare la presenza di sostanze pericolose nei rifiuti;
- ruolo attivo delle amministrazioni pubbliche nel riciclo dei rifiuti e loro utilizzo come fonte di energia.

Art. 180: Prevenzione della produzione di rifiuti

- corretta valutazione dell'impatto ambientale di ogni prodotto durante il suo intero ciclo vitale;
- capitolati di appalto che considerino l'abilità nella prevenzione della produzione;
- promozione di accordi e programmi sperimentali per prevenire e ridurre la quantità e pericolosità dei rifiuti;
- attuazione del D.Lgs. 18 febbraio 2005 n. 59 e la direttiva 96/61/CE specifica per la riduzione e prevenzione integrate dell'inquinamento.

Art. 181: Recupero dei rifiuti

- favorire il riutilizzo, il reimpiego ed il riciclo;
- produrre materia prima secondaria trattando i rifiuti stessi;
- favorire, tramite misure economiche e capitolati nelle gare d'appalto, il mercato dei prodotti reimpiegati;
- impiegare i rifiuti per produrre energia.

D.Lgs. del 16 gennaio 2008, n. 4

correttivo ed integrativo del D.Lgs. 152/2006. Tale decreto apporta modifiche al Testo Unico Ambientale per quanto riguarda la valutazione ambientale strategica (VAS), la valutazione di impatto ambientale (VIA), rifiuti e acque reflue.

D.M. del 17 dicembre 2009

riguardante l'istituzione del sistema di controllo della tracciabilità dei rifiuti, in riferimento al D.Lgs. n. 152 del 2006 ed al Decreto Legge n. 78 del 2009 convertito, con modificazioni, dalla Legge n. 102 del 2009.

ANNI 2010-2012

D.M. del 9 luglio 2010

presenta modifiche ed integrazioni al decreto 17 dicembre 2009, recante "*Istituzione del sistema di controllo della tracciabilità dei rifiuti*".

PARTE I:

STATO DELLE CONOSCENZE SUL COMPORTAMENTO DEGLI RSU

CAPITOLO I. ANALISI DEL MATERIALE DI RIFIUTO **COME MEZZO POROSO ETEROGENEO**

RIASSUNTO: Il rifiuto è un mezzo poroso polifasico costituito da una fase solida, liquida e gassosa, in proporzioni variabili. La fase solida può essere separata schematicamente in tre componenti: materia inerte, materia deformabile e materia decomponibile. La fase liquida è composta dai residui liquidi provenienti dalla decomposizione dei rifiuti organici e dall'acqua di percolazione proveniente dalle precipitazioni. La fase gassosa è composta d'aria e di gas essenzialmente organico o azotato, prodotto dalla decomposizione della sostanza organica. Il comportamento complessivo del rifiuto dipende dal comportamento di ciascuna delle sue componenti, ma anche dalle loro interazioni. Costituito da materia organica che, nelle condizioni di stoccaggio, è portata a degradarsi, il rifiuto si distingue dai suoli convenzionali studiati in geotecnica a causa del suo carattere evolutivo nel tempo.

Una prima analisi del rifiuto come mezzo poroso eterogeneo viene affrontata in questo capitolo definendo, inizialmente, i principali parametri fisici necessari per la caratterizzazione del materiale di rifiuto. Particolare evidenza viene data alle interazioni tra la fase liquida e gassosa all'interno del rifiuto, specialmente durante la contemporanea produzione di biogas e di percolato, sperimentata dal rifiuto durante la fase di degradazione. Infine, vengono presentati i principali modelli di flusso applicati agli RSU.

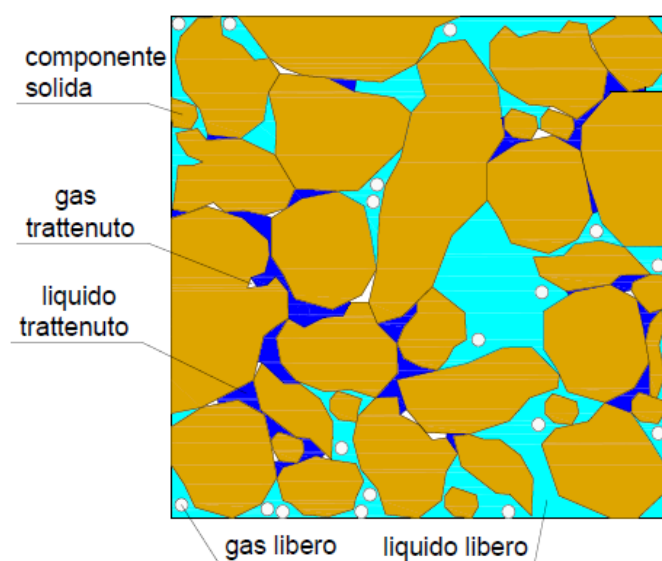
ABSTRACT: *The MSW is a polyphasic porous medium composed, in varying proportions, of a solid, liquid and gaseous phase. The solid phase can be divided into three components: inert matter, deformable matter and decomposable matter. The liquid phase is composed of liquid residues coming from both the decomposition of organic waste and the water percolation from precipitations. The gaseous phase is composed of air and organic or nitrogenous gases, produced by the decomposition of the organic matter. The overall behaviour of the waste depends on the behaviour of each component, but also by their interactions. Being constituted by organic matter which is led to decompose under the storage conditions, the MSW is separated from the conventional soils studied in geotechnical engineering, because of its evolving nature over time.*

A primary analysis of the waste as a heterogeneous porous medium is discussed in this section, starting with defining the main physical parameters necessary for the characterization of the waste material. In particular, interactions between the liquid and gaseous phase inside the waste are highlighted, especially during the simultaneous production of biogas and leachate, which is experienced by the waste during the degradation process. Finally, the main flow models applied to the MSW are presented.

1. LA STRUTTURA PARTICOLARE DEL MEZZO POROSO

Il rifiuto, da un punto di vista fisico, è un mezzo eterogeneo costituito da diverse componenti, quali: materiali putrescibili, carta, cartone, tessili, particelle fini, vetro, metalli, plastica, legno, vegetali ed inerti. Inoltre, esso è un materiale evolutivo in quanto cambia la sua natura nel tempo, essendo formato da diversi tipi di sostanze che si possono classificare come rapidamente, moderatamente, poco e non biodegradabili.

A livello microscopico, questo materiale si presenta come un insieme di componenti solide, disposte casualmente, ed immerse in una fase liquida e gassosa, come mostrato in Fig. I-1.



Nomenclatura usata

V_t = volume totale;

V_s = volume delle componenti solide;

V'_g = volume del gas trattenuto nelle componenti solide;

$V_{g(f)}$ = volume del gas libero di muoversi;

V'_w = volume del liquido trattenuto nelle componenti solide;

$V_{w(f)}$ = volume del liquido libero di muoversi (acqua gravifica);

V_v = volume dei vuoti = $V'_g + V_{g(f)} + V'_w + V_{w(f)}$

Fig. I-1. Rappresentazione della struttura del mezzo poroso di rifiuto.

Gli spazi tra queste componenti solide sono conosciuti come vuoti, interstizi, pori o spazio poroso. Essi sono caratterizzati da diverse dimensioni, forme, da irregolarità e da differente distribuzione. A seconda della diversa configurazione della matrice porosa, il volume dei vuoti può cambiare sensibilmente.

Le forze presenti all'interno degli interstizi del mezzo poroso, generalmente si distinguono in tre tipi: forze di natura gravitazionale, forze di natura chimica e forze di pressione.

Queste forze esistono in funzione della dimensione delle componenti solide e, soprattutto, dei pori. Nel caso di particelle di dimensioni di circa un micron, agiscono soprattutto le forze di natura chimica (forze elettriche-molecolari). Questo è importante soprattutto per le particelle d'acqua, le quali possono rimanere intrappolate nelle componenti solide, senza poter uscire dai pori: in tal caso si parla di *adhesive water*.

1.1 Parametri iniziali usati per descrivere il mezzo poroso

Nell'ambito dei rifiuti solidi urbani (Fig. I-1), è utile suddividere il volume d'acqua totale (V_w) in acqua rilasciata per gravità, o libera ($V_{w(f)}$) ed acqua trattenuta (V'_{w}).

I parametri iniziali più interessanti per caratterizzare il mezzo poroso, sono la porosità e l'indice dei vuoti.

La **porosità totale** (n) degli RSU è definita, come per i terreni, dal rapporto tra il volume dei vuoti ed volume totale e corrisponde al contenuto volumetrico d'acqua in corrispondenza del 100% di saturazione:

$$n = \frac{V_v}{V_t}$$

in cui V_v = volume dei vuoti e V_t = volume totale. La porosità non dipende dalla dimensione delle componenti solide, ma è essenzialmente influenzata dalla loro distribuzione.

Questo parametro varia normalmente tra 30% e 70% in corrispondenza di variazioni del livello tensionale efficace di confinamento compreso tra 0 e 700 kPa (Manassero et al., 2011).

L'**indice dei vuoti** (e) è definito dal rapporto tra volume dei vuoti e volume delle componenti solide:

$$e = \frac{V_v}{V_s}$$

La relazione tra porosità ed indice dei vuoti è la seguente:

$$n = \frac{V_v}{(V_s + V_v)} \quad \frac{1}{n} = \frac{V_s}{V_v} + \frac{V_v}{V_v} = \frac{1}{e} + 1 = \frac{1+e}{e} \quad \text{da cui } n = \frac{e}{(1+e)}$$

Nel definire il concetto di porosità, occorre notare come questa possa essere influenzata dall'ampiezza dell'area oggetto di studio. Infatti, più l'area è piccola, più probabilità si ha di trovare delle singolarità, come mostrato in Fig. I-2.

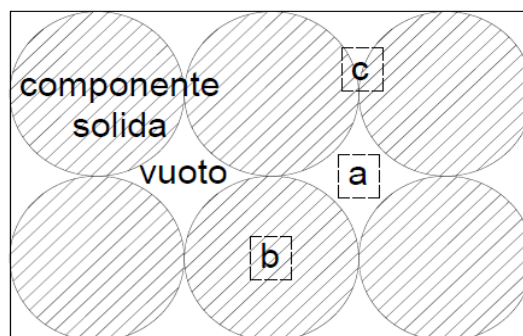


Fig. I-2. Differenti valori di porosità nel mezzo poroso: a) $n=1$; b) $n=0$; c) $0 < n < 1$.

Per superare tale inconveniente, da un punto di vista ingegneristico, risulta opportuno introdurre il concetto di **Representative Elementary Volume (R.E.V.)**. Se si considera una piccola dimensione al microscopio (ad esempio, un quadrato di lato l), il valore di porosità ha più alta probabilità di essere soggetto a singolarità, per cui in un grafico che esprime la porosità in funzione della dimensione considerata, la curva può oscillare di molto, dato che è

possibile trovare una componente solida o un poro, essendo l'intervallo molto piccolo. Al crescere della dimensione l , il volume considerato diventa sempre più grande, e quindi è possibile uscire dalle porosità particolari per considerare dei valori di porosità più generali. Per questo motivo la funzione si stabilizza e diventa costante nel tempo. Con l'aumentare di l , è possibile capire se l'andamento della funzione porosità-dimensione considerata vira verso l'alto (mezzo molto poroso) oppure verso il basso (mezzo molto compatto), come mostrato in Fig. I-3. Il *R.E.V.* viene, generalmente, misurato nell'intervallo costante di questa funzione, anche se, solitamente, non è possibile conoscere con che precisione debba esser preso tale intervallo.

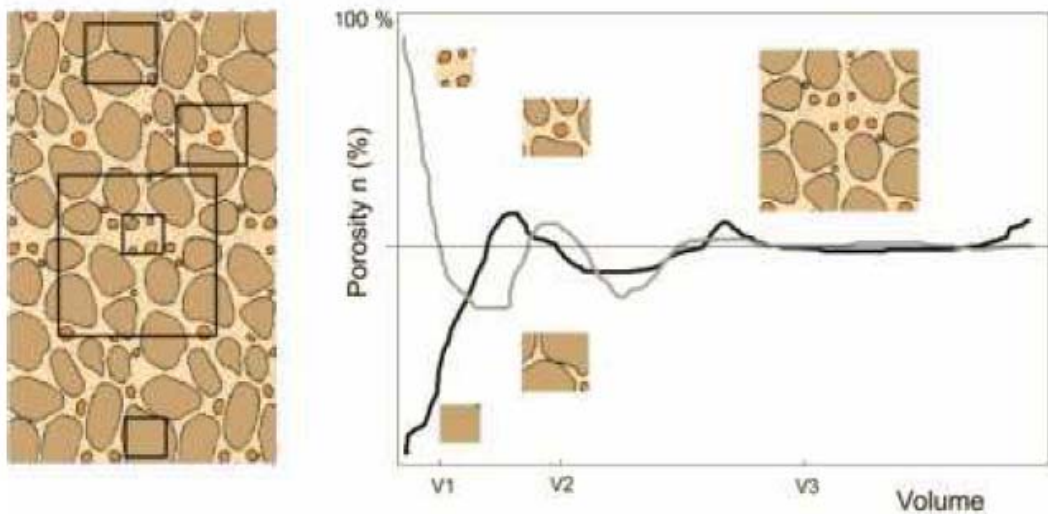


Fig. I-3. Curva di porosità in funzione della dimensione considerata, che rappresenta di quanto può variare la porosità a seconda del *Representative Elementary Volume* (Bear, 1972).

1.2 Porosità totale, porosità effettiva e porosità aperta

La **porosità totale** (n), a partire dalla formula espressa nel paragrafo 1.1 e dalla nomenclatura presente in Fig. I-1, può esser riscritta nella seguente maniera:

$$n = \frac{V_v}{V_t} = 1 - \frac{(V_s + V'_g)}{V_t} \quad \text{con } n_o > n > n_e$$

ma questa non contribuisce alla determinazione della permeabilità idraulica. Più importante, invece, è la considerazione della porosità aperta (n_o) e della porosità effettiva (n_e).

La **porosità aperta** (n_o) è strettamente misurabile immediatamente dopo il deposito del rifiuto, ed è soggetta a varie incertezze, a risultato di una delicata valutazione delle densità dei solidi costituenti. Essa è dedotta da test in laboratorio dopo saturazione e drenaggio del reattore, e può esser scritta tramite la seguente relazione:

$$n_o = 1 - \frac{V_s}{V_t}$$

La porosità totale può essere suddivisa in **porosità effettiva (n_e)** o *drenable porosity*, con riferimento diretto alle definizioni di acqua libera ($V_{w(f)}$) ed acqua trattenuta (V'_w). In particolare, la porosità effettiva è più rilevante, poiché caratterizza la permeabilità idraulica del rifiuto; è dedotta da test in laboratorio dopo saturazione e drenaggio del reattore, utilizzando la seguente relazione:

$$n_e = \frac{V_{g(f)}}{V_t} = \frac{(V_t - V_s - V'_g - V_{g(f)} - V'_w)}{V_t} = n - \frac{V_{g(f)} - V'_w}{V_t}$$

Non esiste nessun modello matematico capace di calcolare la porosità effettiva, per cui può esser fatto solo riferimento a risultati sperimentali. Beaven e Powrie (1995) definiscono la porosità effettiva del rifiuto come il contenuto d'acqua volumetrico alla capacità di campo.

Solitamente, il campo di variazione della porosità effettiva risulta compresa tra il 5% ed 30% in corrispondenza di tensioni di confinamento rispettivamente superiori a 200 kPa e minori di 50 kPa. La Tab. I-1 presenta i principali valori trovati in letteratura, relativi ai diversi tipi di porosità.

Un esempio di determinazione della porosità totale (n) ed effettiva (n_e) del rifiuto, è riportato nel paragrafo 3.3.2 del Capitolo II.

Tab. I-1. Principali valori trovati in letteratura relativi ai diversi tipi di porosità.

Autore	Porosità (%)	Tipo di porosità
Landva e Clark, 1990	30,0% – 60,0%	Porosità aperta iniziale
Beaven e Powrie, 1995	28,0% – 33,5%	Porosità effettiva iniziale
	1,6% – 22,7%	Porosità effettiva sotto compressione
Zeiss, 1997	47,0% – 57,0%	Porosità effettiva iniziale
Hudson et al., 2004	45,5% – 55,5%	Porosità totale sotto compressione
	1,5% – 14,4%	Porosità effettiva sotto compressione
Olivier e Gourc, 2007	48,0% – 51,0%	Porosità aperta iniziale
Stoltz e Gourc, 2007	45,0% – 62,0%	Porosità totale sotto compressione

2. LA PRESENZA DI LIQUIDO ALL'INTERNO DEL MEZZO POROSO

2.1 Parametri iniziali usati per caratterizzare la presenza di liquido nel rifiuto

Il rifiuto quasi mai si trova nelle condizioni completamente sature, pertanto è più probabile che esso sia costituito da una zona insatura e da una zona satura, separate dalla superficie liquida, ad una certa profondità (Fig. I-4).



Fig. I-4. Rappresentazione schematica della zona satura ed insatura, all'interno di un cumulo di rifiuti.

Risulta opportuno, pertanto, definire i principali parametri correlati alla presenza di liquido all'interno del rifiuto.

Viene definito come **contenuto d'acqua gravimetrico (w)** il rapporto tra la massa d'acqua e la massa dei solidi presenti nel volume rappresentativo, espresso in kg/kg o in %:

$$w = \frac{m_w}{m_s}$$

Esso viene distinto dal **contenuto d'acqua volumetrico ($\theta < \theta_w < n$)**, definito come il rapporto tra il volume d'acqua ed il volume totale:

$$\theta_w = \frac{V_w}{V_t} = \frac{wG_s}{(1+e)}$$

in cui G_s = peso specifico delle componenti solide ($=\gamma_s/\gamma_w$). Il contenuto d'acqua volumetrico, espresso in m^3/m^3 o in %, varia tra il valore minimo di 0 (assenza di liquido, solo fase gassosa; in tal caso $V_g=V_v$) ed il valore massimo di n (porosità del mezzo; in questo caso $V_w=V_v$ e $\theta_w=n$).

Sulla base dei dati di letteratura più aggiornati, si possono indicare i seguenti campi di variazione per i contenuti d'acqua degli RSU all'interno delle discariche convenzionali e di discariche di tipo bioreattore: $20\% < w < 80\%$ e $20\% < \theta_w < 50\%$ (Beaven et al., 2011).

Generalmente, questi due parametri, w e θ_w , aumentano con la profondità ed in particolare aumenta il contenuto d'acqua volumetrico a causa del maggiore addensamento della fase

solida con la profondità, fino a raggiungere la completa saturazione al di sotto della superficie del percolato (Manassero et al., 2011).

Un altro parametro importante è il **grado di saturazione** ($0 < S_w < 1$), definito come rapporto tra il volume d'acqua ed il volume dei vuoti:

$$S_w = \frac{V_w}{V_v} = \frac{wG_s}{e}$$

Tale parametro, espresso in m^3/m^3 o in %, può variare tra il valore minimo di 0 (assenza di liquido nei pori, solo fase gassosa; in tal caso $V_g = V_v$) ed il valore massimo di 1 (presenza esclusiva di liquido nei pori; in questo caso $V_w = V_v$).

Sussistono, pertanto, le seguenti relazioni tra i parametri appena definiti:

$$\theta_w = \frac{V_w}{V_t} \quad V_w = S_w \times V_v \quad \theta_w = \frac{S_w \times V_v}{V_t} = S_w \times n$$

2.2 La dinamica del liquido nel mezzo poroso

La distribuzione dei pori all'interno del rifiuto è sempre caotica, ma in qualsiasi caso permette il flusso dei liquidi che vi scorrono all'interno.

Il flusso di liquido nel mezzo può esser soggetto ad una delle due seguenti condizioni:

- **zona satura ($S_w=1$):** il mezzo poroso viene ipotizzato come completamente saturo, ovvero il liquido si muove nelle zone occupate da altro liquido, e non da vuoti d'aria. I percorsi o moti scelti dal liquido sono eterogenei, ed esso subirà una perdita di energia per attrito con le componenti solide.
- **moto laminare:** il profilo di velocità del liquido passante tra solido e solido è quello dell'idraulica classica, nel caso di tubi: tuttavia la situazione è molto più complicata in realtà, perché le componenti solide hanno forma irregolare.

La legge di Darcy viene usata per descrivere il moto dell'acqua attraverso le componenti solide, secondo l'espressione:

$$Q = AK_w \frac{\Delta H_w}{L}$$

in cui L = lunghezza del mezzo poroso (m), A = area della sezione (m^2), K_w = permeabilità idraulica (m/s), Q = portata idrica (m^3/s) e ΔH_w = perdita di carico idraulico (m).

E' possibile definire una velocità media omogeneizzata v (m/s), secondo la seguente relazione:

$$v = \frac{Q}{A} = K_w \frac{\Delta H_w}{L}$$

in cui v = rappresenta una velocità mediata su tutto il volume (m/s), comprensivo di particelle solide e pori. Se si vuole trovare la velocità effettiva, passante solo attraverso i pori, occorre considerare v_p (m/s):

$$v_p = \frac{Q}{A_v} \quad \text{dove } A_v = A \times n$$

in cui A_v = area effettiva dei vuoti (m^2), n = porosità e A = area totale della sezione (m^2). Solitamente, però, si considera la velocità v su tutto il mezzo poroso.

Il moto è lento, per cui l'ipotesi di moto laminare è quasi sempre verificata. I valori di permeabilità trovati *in situ* generalmente si trovano in condizioni di moto laminare, ed è quindi possibile applicare la legge di Darcy per interpretare le misure sperimentali *in situ* ed in laboratorio.

La legge di Darcy permette la valutazione della permeabilità intrinseca k_i , che è un parametro idrodinamico caratteristica del mezzo poroso, e non dipende dal fluido usato (liquido o gas) nella misurazione (Stoltz et al., 2010b). Questo implica che lo stesso valore dovrebbe essere trovato mediante l'esecuzione di prove di permeabilità ottenute saturando il mezzo poroso sia con acqua che con gas.

Generalmente, in geotecnica viene utilizzato il coefficiente di permeabilità idraulica K_w (m/s), in cui il fluido usato è quasi sempre acqua. Tale parametro dipende solo dal fluido utilizzato, e quindi dalla sua densità e viscosità, e viene definito come:

$$K_w = \frac{k_i \times g \times \rho_w(20^\circ C)}{\eta_w(20^\circ C)}$$

in cui k_i = coefficiente di permeabilità intrinseca (m^2), dipendente solo dal tipo di liquido (nel caso della relazione proposta, il liquido considerato è acqua); ρ_w = densità dell'acqua (kg/m^3) e η_w = viscosità dinamica dell'acqua ($Pa \times s$). In condizioni di completa saturazione, può essere utilizzato, per la determinazione della permeabilità intrinseca del fluido, il modello di Kozeny-Carman (Carman, 1939), che si fonda sulla relazione:

$$k_i = \frac{1}{\tau} \frac{1}{A_s^2} \frac{n^3}{(1-n)^2} = C_{sat} \frac{n^3}{(1-n)^2}$$

in cui A_s = superficie specifica (m^{-1}), τ = tortuosità (-), n = porosità e C_{sat} = coefficiente assunto costante (m^2), nel caso non si conoscano i valori di A_s e τ .

3. LA PRESENZA DI GAS ALL'INTERNO DEL MEZZO POROSO

La presenza di gas è molto importante all'interno di un cumulo di rifiuti, sia esso aria, nel caso venga considerata la fase iniziale di deposito del rifiuto, sia esso biogas, ovvero miscela di metano ed anidride carbonica, durante la fase metanigena.

Viene definito **contenuto volumetrico di gas** ($0 < \theta_g < n$) il rapporto tra il volume di gas ed il volume totale:

$$\theta_g = \frac{V_g}{V_t}$$

Il contenuto volumetrico di gas, espresso in m^3/m^3 o in %, varia tra il valore minimo di 0 (assenza di gas, solo fase liquida; in tal caso $V_w = V_v$) ed il valore massimo di n (porosità del mezzo; in questo caso $V_g = V_v$ e $\theta_g = n$).

Il parametro **saturazione al gas** ($0 < S_g < 1$) viene definito come rapporto tra il volume della fase gassosa V_g ed il volume dei vuoti V_v :

$$S_g = \frac{V_g}{V_v} = 1 - S_l$$

Tale parametro, espresso in m^3/m^3 o in %, può variare tra il valore minimo di 0 (assenza di gas nei pori, solo fase liquida; in tal caso $V_w=V_v$) ed il valore massimo di 1 (presenza esclusiva di gas nei pori; in questo caso $V_g=V_v$).

In condizioni insature, due coefficienti di permeabilità intrinseca possono esser definiti, in accordo con la legge di Darcy, relativamente al liquido (k_l) ed al gas (k_g), entrambi dipendenti dal grado di saturazione liquido e gassoso (S_l e S_g). Per un mezzo poroso con una data struttura, e quindi con una data permeabilità intrinseca k_i (m^2), possono esser definite le permeabilità intrinseche relative dei due fluidi, $k_{r,l}$ e $k_{r,g}$ (-), come rapporto tra:

$$k_{r,l} = \frac{k_l}{k_i} \quad k_{r,g} = \frac{k_g}{k_i}$$

Le variazioni tipiche delle due permeabilità relative, sono presentate in Fig. I-5, dove appaiono i termini di saturazione residua per il liquido ($S_{R,l}$) e per il gas ($S_{R,g}$). Queste saturazioni residue corrispondono alla quantità di fluido che non può essere rimossa dal mezzo poroso.

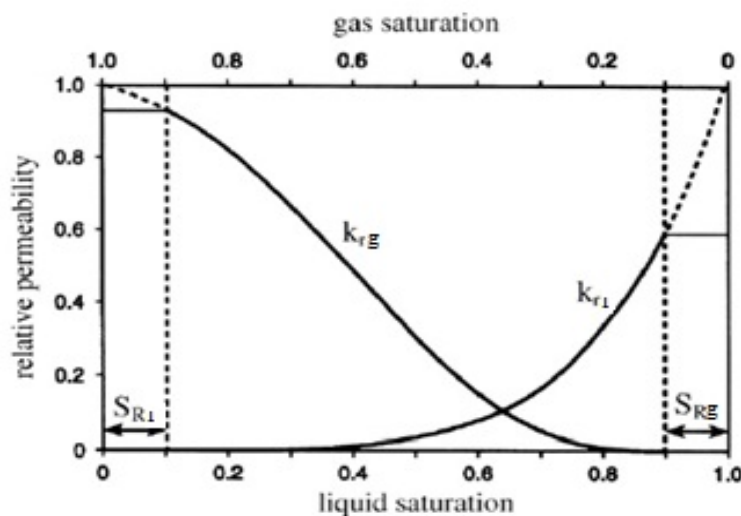


Fig. I-5. Tipico grafico di permeabilità relativa per i terreni (Warrick, 2002).

I grafici delle permeabilità relative dipendono da una data struttura del mezzo poroso, e quindi dal parametro di porosità. La porosità varia con l'aumentare dello sforzo verticale applicato e della densità, e quindi con la profondità, per cui anche il valore di permeabilità relativa varia (Stoltz et al., 2010b).

L'applicazione di un modello per la determinazione delle permeabilità relative al liquido ed al gas, in condizioni insature, parte dalla definizione delle saturazioni effettive per i due fluidi ($S_{eff,l}$ e $S_{eff,g}$), definite come:

$$S_{eff,l} = \frac{(S_l - S_{R,l})}{(S_{l,max} - S_{R,l})} \quad S_{eff,g} = \frac{(S_g - S_{R,g})}{(S_{g,max} - S_{R,g})}$$

in cui $S_{g,max} = I - S_{R,l}$ = saturazione massima al gas, e $S_{l,max} = I - S_{R,g}$ = saturazione massima al liquido. Le due saturazioni effettive, rappresentano l'intervallo, tra $S_{R,g}$ e $R_{S,l}$, all'interno del quale i volumi della fase liquida e gassosa varia.

I modelli di Van Genuchten (1980) e Mualem (1976), esprimono la permeabilità relativa come funzione della saturazione effettiva del liquido, secondo le seguenti relazioni:

$$k_{r,l} = (S_{eff,l})^\gamma \times [1 - (1 - S_{eff,l}^{1/m})^m]^2$$

$$k_{r,g} = (1 - S_{eff,l})^\gamma \times [1 - S_{eff,l}^{1/m}]^{2m}$$

in cui γ = coefficiente rappresentante gli effetti della tortuosità nel mezzo poroso e m = parametro del modello di Van Genuchten (1980).

Nel caso di un mezzo insaturo, questo può esser diviso in due parti: una parte costituita da fase solida e liquida, assumendo che nessun moto di liquido sia innescato dal flusso di gas, e quindi che il liquido sia assunto statico come la fase solida, ed un'altra parte, rappresentata solo dal flusso di gas (Stoltz et al., 2010b). Dunque il modello di Kozeny-Carman, già descritto nel paragrafo 2.2, può esser definito anche in relazione alla porosità al gas, tramite il contenuto volumetrico di gas θ_g , secondo la seguente espressione:

$$k_g = \frac{1}{\tau} \frac{1}{A_s^2} \frac{\theta_g^3}{(1 - \theta_g)^2} = C_g \frac{\theta_g^3}{(1 - \theta_g)^2}$$

4. PARAMETRI CHE DEFINISCONO LE RELAZIONI LIQUIDO – GAS ALL'INTERNO DEL RIFIUTO

4.1 Pressione capillare, suzione e capacità di campo

La *pressione capillare* ($P_{capillare}$) viene definita secondo le seguenti relazioni:

$$P_{capillare} = P_a - P_w \quad \text{in termini di pressione assoluta}$$

$$\text{se } P_a = 0 \text{ allora } P_{capillare} = -P_w \quad \text{in termini di pressione relativa}$$

con P_w = pressione dell'acqua e P_a = pressione dell'aria (kPa).

La pressione capillare esprime, in condizioni assolute, la differenza tra la pressione di un gas e la pressione di un liquido. Solitamente la fase gassosa, se è continua, ovvero legata particella per particella e non isolata, è alla pressione atmosferica. Per questo motivo, in condizioni relative, considerando nulla la pressione atmosferica, si ha che la pressione capillare è l'inverso della pressione liquida, che può raggiungere diversi bar.

Ogni diverso valore di contenuto d'acqua in un mezzo poroso determina una diversa distribuzione della fase liquida e gassosa. Siccome la fase liquida è supposta essere continua, la pressione all'equilibrio deve essere uniforme ad una data altezza. Per tutto il tempo che la fase gassosa è continua, essa rimane alla pressione atmosferica, mentre la pressione capillare deve essere uniforme alla corrispondente altezza.

La pressione capillare, inoltre, è funzione del contenuto d'acqua e del grado di saturazione.

In Fig. I-6 viene riportato il concetto di pressione capillare: considerando le pressioni relative e prendendo la pressione atmosferica pari a 0, si ha che:

- nella zona insatura del cumulo di rifiuti $P_{capillare} = P_a - P_w = -P_w$
- al livello di percolato $P_{capillare} = 0$, per cui $P_w = P_a = 0$
- nella zona saturata di percolato, si ha la normale pressione idrostatica.

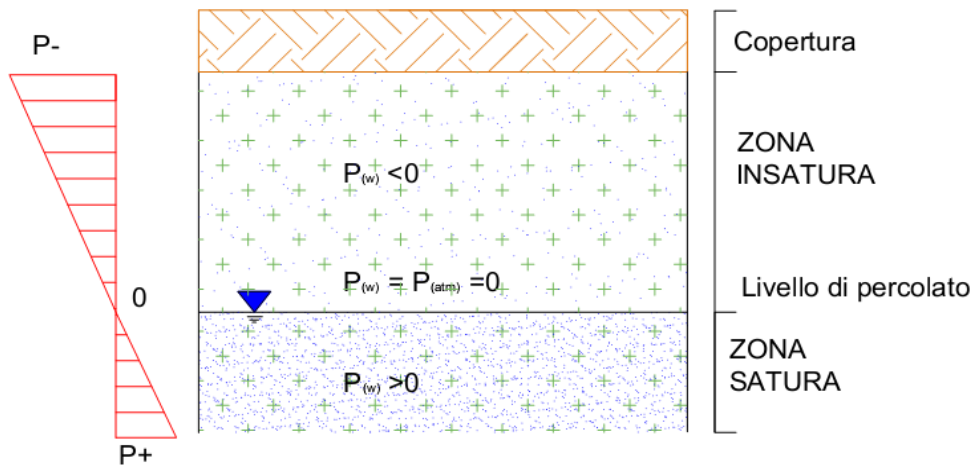


Fig. I-6. Valori di pressione nella zona saturata ed insatura.

Nell'ambito della definizione delle curve di suzione di un dato mezzo poroso, è utile considerare il **potenziale di suzione (P_F)** o *suction potential* (m), che viene definito per mezzo della seguente relazione:

$$P_F = \log \frac{-P_w}{\gamma_w} = \log \frac{-P_w}{\rho_w \times g}$$

Tale parametro viene solitamente rappresentato in ordinata, nei grafici di suzione, in funzione dei valori del grado di saturazione assunti dal mezzo poroso considerato. A seconda dei differenti tipi di mezzo poroso (terreno, ghiaia, argilla, rifiuto), la porosità di questi varia sensibilmente; pertanto, le curve di suzione che si ottengono sono diverse tra loro.

La Tab. I-2 presenta alcuni tipici valori di suzione nei rifiuti, dipendente dal grado di saturazione e dalla densità del rifiuto.

Tab. I-2. Tipici valori di suzione nei rifiuti dipendente dal grado di saturazione e dalla densità (adattato da Zardava et al., 2009).

Riferimento	Suzione nel rifiuto (kPa)	Grado di saturazione	Densità del rifiuto (t/m ³)
Kofartis et al., 1984	90 – 3	0,10 – 1,00	0,61
Mansoor, 2003	10000 – 1500	0,05 – 0,15	0,35
Münnich et al., 2003	100 – 2	0,85 – 0,95	0,30
	90 – 7	0,55 – 0,90	0,60
	90 – 2	0,40 – 0,95	0,80
Kazimoglu et al., 2005	200 – 2	0,25 – 0,70	0,56
Stoltz, 2007	90 – 4	0,45 – 0,90	0,54
	100 – 8	0,80 – 1,00	0,77

Con il parametro $S_{R,l}$ viene definita la **saturatione residua**, che rappresenta fisicamente la quantità di acqua che non è possibile rimuovere, perché si ha un equilibrio tra le forze capillari, dirette verso l'alto, e le forze molecolari e gravitazionali, dirette verso il basso.

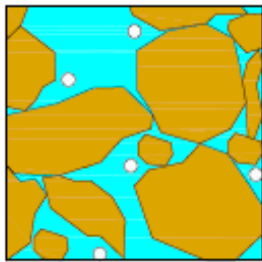
Più $S_{R,l}$ è piccola, più i pori raggiungono maggiori dimensioni, come nel caso della ghiaia.

La **capacità di campo** o *field capacity* viene usualmente definita come l'acqua trattenuta dal rifiuto o da un terreno sotto l'azione della forza di gravità o, più precisamente, come l'acqua trattenuta quando al rifiuto viene applicato una pressione negativa o suzione pari a 3 kPa (Manassero et al., 2011). La capacità di campo espressa in termini volumetrici e riscontrata negli RSU sulla base dei dati della più recente letteratura varia tra il 10% ed il 50% in corrispondenza a densità rispettivamente pari a $0,3 - 1,0 \text{ t/m}^3$.

4.2 Relazioni liquido-gas per differenti contenuti d'acqua

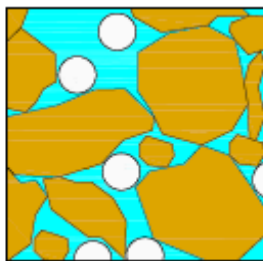
Si osserva che in un rifiuto che contiene sia liquido che gas, l'acqua libera tende a rivestire le componenti solide, mentre l'aria tende a stare in mezzo ai vuoti. Si possono avere, pertanto, le seguenti situazioni per diversi contenuti d'acqua:

Rifiuto vicino alla massima saturazione all'acqua



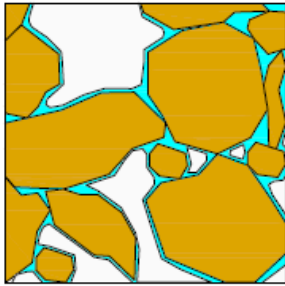
La fase liquida è continua, e può circolare sotto l'influenza della gravità: per questo è detta *acqua gravitazionale o funicular water*. La fase gassosa, invece, è discontinua e non circola. Può arrivare al 10–15% della porosità, perfino in un mezzo poroso che sembra essere completamente saturo. Le bolle d'aria imprigionate possono solo passare attraverso i canali che connettono i pori con gli altri, se c'è un gradiente di pressione nella fase liquida sufficientemente forte.

Rifiuto alla sua capacità di ritenzione capillare



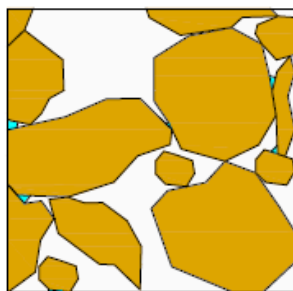
La fase liquida è appena continua, ma non circola solo sotto l'influenza della gravità. L'acqua ha raggiunto la sua *capacità di campo*, ovvero una soglia sotto la quale rimane trattenuta dalle componenti solide del mezzo poroso, e sopra la quale inizia a percolare per gravità. Più specificatamente, nel caso in cui l'acqua superi questa soglia ed inizi a percolare, si parla di *porosità effettiva* (n_e): questo parametro è usato per descrivere la parte di porosità che drena per gravità, e rappresenta la differenza tra il contenuto d'acqua di un mezzo saturo con il contenuto d'acqua del mezzo all'equilibrio. Si nota che la pressione è trasmessa attraverso la fase liquida continua. La fase gassosa è anch'essa continua ma, in genere, non circola.

Rifiuto debolmente saturo



La fase liquida forma una pellicola intorno ogni componente solida (*adhesive water*) e ne circonda i punti di contatto. Questa fase è appena continua; la pressione è trasmessa in principio, ma il movimento dell'acqua è molto lento perché la pellicola d'acqua è molto fine. La fase gassosa è continua ma generalmente immobile. In tal caso l'evaporazione dentro il mezzo poroso può divenire molto importante, se comparata agli altri modi di muoversi dell'acqua. L'evaporazione dell'acqua avviene tramite migrazione, per diffusione molecolare, fino all'esterno, ma questo è un processo molto lento.

Assenza di saturazione



Il contenuto d'acqua nel mezzo poroso, in questo caso, continua a decrescere sensibilmente, a causa dell'evaporazione. L'acqua che rimane è la sola *adhesive water*. Questa condizione può essere raggiunta naturalmente, oppure per essiccamento a 80°C. Questa temperatura è stata scelta come limite oltre il quale c'è il rischio di decomposizione di certi minerali, con la sottrazione di acqua costituente, o parte integrante, delle componenti solide. Tuttavia, c'è una piccola frazione di *adhesive water* che è ancora presente nel mezzo.

5. CARATTERIZZAZIONE DEL MEZZO POROSO TRAMITE ALCUNI PARAMETRI INIZIALI

5.1 Parametri iniziali del rifiuto nei suoi diversi stati fisici

Il mezzo poroso di rifiuto può essere caratterizzato in tre differenti stati, a seconda che siano presenti, o meno, le parti d'acqua costitutiva o non costitutiva, assieme alla fase solida e gassosa. La Fig. I-7 propone schematicamente la distinzione tra questi tre stati in cui si può trovare il rifiuto in laboratorio.

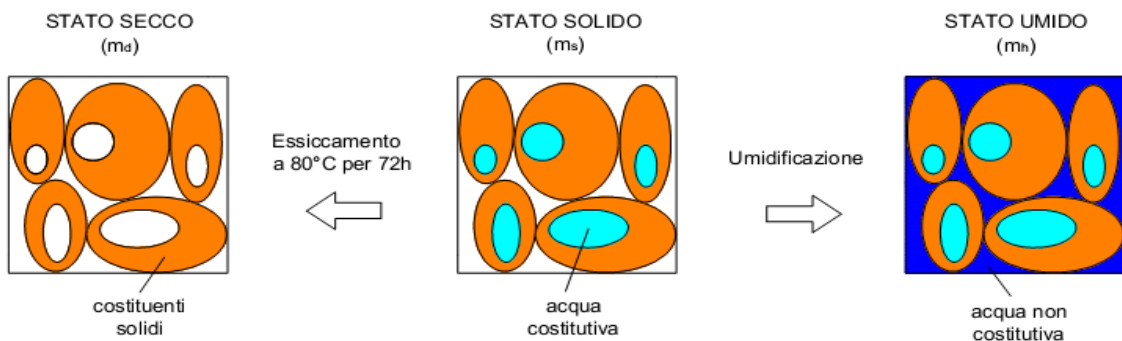


Fig. I-7. Stato secco, stato solido e stato umido del rifiuto (Olivier, 2003).

1) Stato solido (con acqua costitutiva)

Con il termine di stato solido si intende descrivere il rifiuto al suo contenuto d'acqua iniziale, compresa l'acqua costitutiva interna alle componenti solide, e prima di qualsiasi umidificazione o saturazione del rifiuto medesimo. Per la determinazione della densità media delle componenti solide del rifiuto, possono essere definite le seguenti relazioni:

$$\rho_{c,i} = \frac{m_{s,i}}{V_{s,i}}$$

in cui $\rho_{c,i}$ = densità di ciascuna componente solida i del rifiuto (t/m^3); $m_{s,i}$ = massa della singola componente solida i del rifiuto (t) e $V_{s,i}$ = volume della singola componente solida i del rifiuto (m^3);

$$\mu_i = \frac{m_{s,i}}{m_s}$$

in cui m_s = massa del rifiuto allo stato solido (t) e μ_i = frazione della singola componente i rispetto al rifiuto totale (%);

$$\rho'_c = \frac{m_s}{V_s} = \frac{1}{\sum_1^n \mu_i \frac{1}{\rho_{c,i}}}$$

in cui V_s = volume totale del rifiuto allo stato solido (m^3); e ρ'_c = densità media solida del rifiuto (t/m^3).

2) Stato secco (senza acqua)

In questo stato è importante la determinazione del contenuto d'acqua costitutivo, espresso dal rapporto tra la massa d'acqua costitutiva ($m_s - m_d$) e la massa secca del rifiuto (m_d):

$$w_s = \frac{m_s - m_d}{m_d}$$

in cui m_d = massa secca, corrispondente alla massa iniziale del rifiuto m_s dopo essiccazione a 80°C per 72 h.

3) Stato umido (con acqua costitutiva e acqua di saturazione)

A partire dalla considerazione della massa umida di tutto il rifiuto m_h , (con $m_h > m_s > m_d$), la differenza ($m_h - m_s$) rappresenta l'acqua di umidificazione iniziale. Il contenuto d'acqua totale allo stato umido è dato dal rapporto tra la massa d'acqua totale presente nel rifiuto e la massa secca del rifiuto:

$$w_h = \frac{m_h - m_d}{m_d}$$

mentre il contenuto d'acqua d'umidificazione è dato dalla relazione ($w_h - w_s$).

5.2 Parametri iniziali da cui derivare altri parametri fisici e idraulici

Il trasporto di liquido e di gas all'interno degli RSU è direttamente correlato alla struttura di questo tipo di mezzo poroso. Una caratterizzazione dettagliata dei parametri fisici degli RSU

è quindi richiesta, prima di studiarne le proprietà idrauliche, quali, ad esempio, la permeabilità al liquido ed al gas. Tre parametri caratteristici sono richiesti per definire inizialmente il mezzo poroso (Stoltz et al., 2010a):

- la densità secca:
- la porosità:
- il contenuto d'acqua gravimetrico:

$$\rho_d = \frac{m_d}{V_t} \quad (\text{t/m}^3) \qquad n = \frac{V_v}{V_t} \quad (\text{m}^3/\text{m}^3) \qquad w = \frac{m_w}{m_d} \quad (\text{t/t})$$

Nell'assunzione che la densità del liquido sia costante $\rho_l=1$ (t/m^3) e la densità del gas sia trascurabile, è auspicabile conoscere questi tre parametri, poiché da essi è possibile derivare tutti gli altri. E' ovvio che può esser scelto un altro set di parametri, quali, ad esempio, ρ , e , θ_l . Sapendo che, in laboratorio, il materiale viene solitamente posto in reattori, o celle edometriche di altezza h_0 , sottoposti ad un determinato sforzo di compressione effettivo, è possibile conoscere fin dall'inizio la terna di parametri ρ_{d0} , n_0 e w_0 . I tre parametri caratteristici (ρ_d , n , w) possono esser calcolati, nel corso dei diversi stati delle prove di laboratorio, nel modo seguente:

$$\rho_d = \frac{\rho_{d0}}{1 - \frac{\Delta h}{h_0}} \qquad n = n_0 - \Delta n = n_0 - \frac{(1 - n_0) \frac{\Delta h}{h_0}}{\left(1 - \frac{\Delta h}{h_0}\right)} \qquad w = w_0 - \frac{m_{l,out}}{m_d}$$

in cui $m_{l,out}$ è la massa (t) del liquido drenata all'esterno durante la fase di compressione. A partire da questi parametri, è possibile derivare tutti gli altri principali parametri fisici e idraulici, come riportato in Tab. I-3.

Tab. I-3. Relazione tra i principali parametri caratterizzanti il mezzo poroso di rifiuto (adattata da Stoltz et al., 2010a).

Parametro	Notazione	Relazione costitutiva	Unità di misura
Densità totale	ρ	$\rho = \frac{m_t}{V_t} = (1 + w)\rho_d$	(t/m^3)
Indice dei vuoti	e	$e = \frac{V_v}{V_s} = \frac{n}{1 - n}$	(m^3/m^3)
Densità volumetrica allo stato solido	ρ_s	$\rho_s = \frac{m_s}{V_s} = \frac{\rho_d}{(1 - n)}$	(t/m^3)
Contenuto d'acqua volumetrico	θ_l	$\theta_l = \frac{V_l}{V_t} = w \frac{\rho_d}{\rho_l}$	(m^3/m^3)
Contenuto volumetrico di gas	θ_g	$\theta_g = \frac{V_g}{V_t} = n - \theta_l$	(m^3/m^3)
Grado di saturazione del liquido	S_l	$S_l = \frac{V_l}{V_v} = \frac{\theta_l}{n}$	(m^3/m^3)
Grado di saturazione del gas	S_g	$S_g = \frac{V_g}{V_v} = \frac{\theta_g}{n} = 1 - S_l$	(m^3/m^3)

6. PRINCIPALI MODELLI DI FLUSSO APPLICATI AGLI RSU

A parte i modelli di tipo *black box*, che non descrivono dettagliatamente la distribuzione di umidità all'interno dei rifiuti, alcuni autori hanno proposto dei modelli di flusso basati sulle teorie classiche di flusso per i suoli. Questi modelli, tuttavia, sembrano insufficienti a descrivere accuratamente il flusso di liquido negli RSU, a causa della loro variabilità molto accentuata.

Capelo e De Castro (2007) hanno fatto delle indagini relative al flusso transitorio su rifiuti non saturi, usando una sonda a neutroni, ed hanno concluso che un approccio a *singola porosità* non descrive correttamente le loro osservazioni. Questa analisi è consistente con i risultati di Beaven et al. (2003), i quali hanno eseguito esperimenti con tracciante. Essi hanno proposto un modello concettuale *matrice-frattura* di trasporto per rappresentare il comportamento del tracciante all'interno del corpo dei rifiuti.

McCreanor e Reinhart (2000) hanno unito un classico modello riferito ai suoli, con una distribuzione stocastica della permeabilità idraulica, mentre Rosqvist e Destouni (2000) hanno proposto un modello, riferito al trasporto di contaminanti, del tipo *doppia porosità-doppia permeabilità*.

Il flusso nei mezzi porosi eterogenei insaturi dipende dalla distribuzione irregolare d'acqua all'interno del mezzo. Generalmente, vengono distinte due tipi di eterogeneità:

- **macro-eterogeneità**, dovute a materiali localizzati che presentano proprietà differenti; in generale, esse sono modellate usando una rappresentazione stocastica delle proprietà del mezzo poroso, oppure usando un approccio deterministico;
- **micro-eterogeneità**, sparse dovunque all'interno del mezzo, possono esser rilevanti nelle indagini a piccola scala, ma non possono esser modellate usando un approccio stocastico.

Per rappresentare i flussi o i trasporti all'interno dei mezzi porosi, si possono distinguere tre differenti classi di modelli:

- **modelli deterministici**: molto accurati, perché rappresentano bene le micro-eterogeneità, ma richiedono la conoscenza molto dettagliata del mezzo e hanno un costo numerico elevato;
- **modelli di continuo equivalente**: implicano l'uso di proprietà modificate, diverse da quelle proprie del mezzo studiato; presentano un costo numerico basso, ma sono poco accurati e non separano i due tipi di eterogeneità;
- **modelli a multi-porosità**: dividono il mezzo poroso in una serie di continui, ciascuno dotato di una rete di interstizi; ogni continuo presenta caratteristiche proprie, mentre il flusso, o il trasporto finale, viene modellato su ciascuna rete di interstizi dei diversi continui, e poi accoppiati, allo scopo di descrivere i trasporti tra di essi.

6.1 Teoria e concetti del modello a doppia porosità

Un *double continuum model* sembra necessario per l'interpretazione del comportamento degli RSU nei confronti del flusso di liquido o di trasporto dei contaminanti. La principale assunzione di questo modello è che il mezzo poroso viene teorizzato come composto di due

tipi distinti di reti interstiziali, entrambe descritte come un continuo omogeneo, con differenti proprietà idrauliche, ed interagenti tra di loro. Tali reti interstiziali sono:

- ***i pori connessi, o macropori***: questi pori sono accessibili alla suzione, e permettono il flusso di liquido; l'umidità contenuta nei macropori può subire un flusso di tipo capillare o gravitativo (Fig. I-8a);
- ***i pori poco o non connessi, o micropori***: la principale assunzione riguardante il continuo formato da micropori è che esso è idraulicamente disconnesso dalla scala di osservazione; pertanto, essi permettono solo l'immagazzinamento delle particelle d'acqua, senza flusso (Fig. I-8a). I micropori possono includere i pori costitutivi, come quelli dei materiali organici, i pori riempiti di gas, oppure l'acqua adsorbita in spazi poco connessi tra di loro, a causa, per esempio, di barriere impermeabili dovute alla presenza di plastica, che determinano una zona idraulicamente isolata.

Poiché i pori sono di due tipi, occupati da due fasi, gassosa e liquida, è possibile definire quattro categorie volumetriche (Fig. I-8b): macropori riempiti di gas (V_{gM}), macropori riempiti di liquido (V_{lM}), micropori riempiti di gas (V_{gm}) e micropori riempiti di liquido (V_{lm}). Le relazioni costitutive, relative a porosità, contenuto d'acqua volumetrico e grado di saturazione nei macropori, sono le seguenti:

$$n_M = \frac{V_{gM} + V_{lM}}{V_t} \quad \theta_M = \frac{V_{lM}}{V_t} \quad S_M = \frac{\theta_M}{n_M}$$

mentre gli stessi parametri, relativi ai micropori, sono rispettivamente forniti dalle relazioni:

$$n_m = \frac{V_{gm} + V_{lm}}{V_t} = n - n_M \quad \theta_m = \frac{V_{lm}}{V_t} = \theta_t - \theta_M \quad S_m = \frac{\theta_m}{n_m}$$

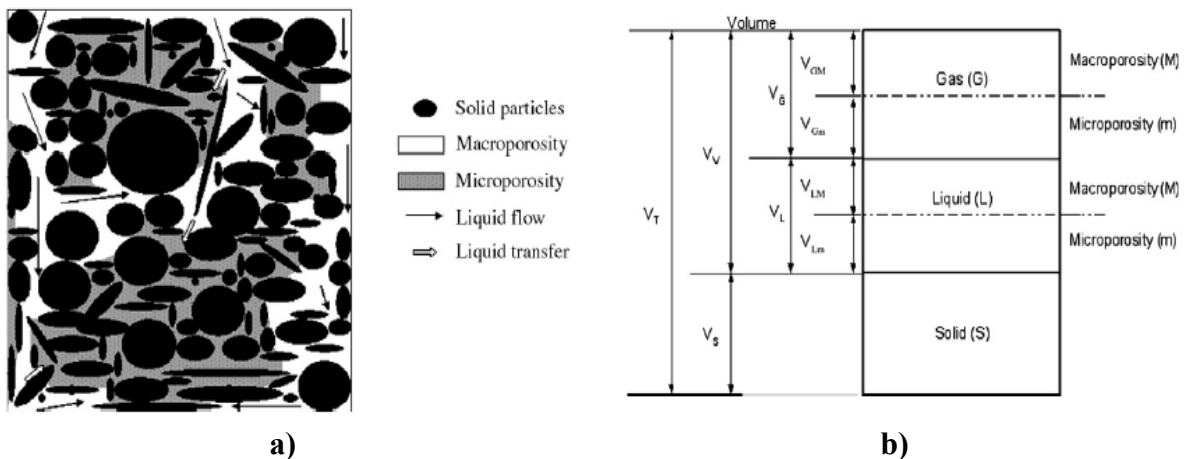


Fig. I-8. a) Rappresentazione schematica del modello a doppia porosità (Tinet et al., 2011) e b) relazioni tra le fasi.

6.2 Proprietà idrauliche dei due tipi di pori

Proprietà dei macropori

Nello studio dei suoli viene solitamente usato il modello unimodale di Van Genuchten-Mualem, per rappresentare le proprietà idrauliche del mezzo poroso e le relative permeabilità. Tale modello esprime la relazione tra il grado di saturazione del mezzo S_M e il potenziale di suzione h_M , secondo la seguente espressione:

$$S_M = (1 + (\alpha h_M)^n)^{-m}$$

in cui α (m^{-1}), n e m (-) sono parametri di calibrazione del modello. Il modello di Mualem (1976) descrive l'evoluzione di permeabilità con il grado di saturazione, a partire dalla curva di ritenzione. L'assunzione centrale di questo modello è che la rete interstiziale consiste in pori interconnessi di lunghezza proporzionale al loro raggio (Tinet et al., 2011).

La legge di Poiseuille è applicata alla distribuzione della dimensione dei pori, allo scopo di descrivere la velocità di flusso nei confronti della dimensione di ogni poro. La tortuosità del mezzo e la correlazione parziale dei pori di differente raggio ad un dato contenuto d'acqua sono modellati da una legge di potenza, riguardante la saturazione dei macropori S_M , introducendo il coefficiente di tortuosità γ (-). Mualem deriva la seguente equazione per la permeabilità relativa k_r (m^2):

$$k_r = S_M^\gamma \left[\frac{\int_0^{S_M} \frac{1}{h} dS_M}{\int_0^1 \frac{1}{h} dS_M} \right]^2$$

Nello studio dei suoli, γ è preso solitamente uguale a 0,5. Quando il modello di Mualem è associato a quello di Van Genuchten, si utilizza la costante $m = 1 - 1/n$. Tale modello, tuttavia, tende a sovrastimare la diminuzione di permeabilità dovuta alla de-saturazione del mezzo poroso.

Considerando la presenza di percorsi preferenziali all'interno delle macro-porosità, è opportuno considerare un modello bi-modale che permetta a parte del flusso di by-passare il resto della porosità, assicurando comunque l'equilibrio capillare e la rete di connessione interstiziale. Un modello di tipo bi-modale, come quello proposto da Ross e Smetten (2000), è costituito dalla somma di due modelli unimodali (modello di Van Genuchten unito ad un modello di tipo esponenziale). Un simile modello bi-modale rappresenta il mezzo poroso come costituito da pori sparsi ben connessi tra di loro, con pochi pori di medie dimensioni, che possono by-passare il resto della macro-porosità. La rete di pori di medie dimensioni è ancora satura, anche in condizioni di contenuto d'acqua relativamente basso, e perciò il percolato fluisce, in queste condizioni, più velocemente che in quelle previste dal modello unimodale.

Proprietà dei micropori

La micro-porosità è molto diffusa nel mezzo poroso, ma le sue proprietà di ritenzione non sono accessibili sperimentalmente. Tuttavia, il classico modello di Van Genuchten è usato per determinare la curva di ritenzione relativa alla micro-porosità, con parametri simili a quelli usati per le sabbie, usando anche i vincoli del modello di Mualem ($m_m = 1 - 1/n_m$):

$$S_m = (1 + (\alpha_m h_m)^{n_m})^{-m_m}$$

Considerando la mancanza di dati, i parametri idraulici relativi alla micro-porosità sono scelti arbitrariamente a partire da due punti conosciuti. In condizioni iniziali, l'equilibrio capillare tra i macro-pori e i micropori è supposto raggiunto: le suzioni di entrambe le porosità sono uguali e il contenuto d'acqua totale è quello osservato sperimentalmente.

CAPITOLO II. PROPRIETA' CHIMICO-FISICO- IDRAULICHE DEGLI RSU

RIASSUNTO: Questo capitolo presenta uno studio sulle proprietà del rifiuto, redatto a seguito di un'attività di ricerca bibliografica. In particolare, al fine di analizzare le proprietà chimiche, fisiche ed idrauliche del mezzo poroso eterogeneo, qual è il rifiuto solido urbano, e per poter fornire una sua precisa caratterizzazione, sono stati estrapolati dalla letteratura specialistica i principali parametri che caratterizzano il comportamento di questo materiale. Dapprima, sono stati studiati gli aspetti chimici e biologici del rifiuto, considerando le reazioni che si producono in discarica. Le caratteristiche principali degli RSU sono descritte sia allo stato iniziale, sia durante i processi di degradazione, permettendo di identificare i maggiori fattori di accelerazione o di inibizione del fenomeno di biodegradazione. Successivamente, sono state analizzate le proprietà fisiche quali: composizione, granulometria, valori tipici dell'unità di peso, andamento dello sforzo verticale con la profondità e influenza della compattazione. Infine, lo studio della variazione del contenuto d'acqua e della permeabilità del rifiuto nel tempo, e la loro influenza su altri parametri, come la densità secca, completano l'analisi delle proprietà idrauliche del rifiuto.

ABSTRACT: *This section presents a study of the MSW properties, draw up as a result of a bibliographic research. In particular, in order to analyze the chemical, physical and hydraulic properties of this heterogeneous porous medium and to provide a detailed characterization, the main parameters that characterize the behaviour of this material were extrapolated from the literature.*

First, the chemical and biological aspects of the waste, considering the reactions that occur in landfills, were studied. The main characteristics of the MSW are described both in its initial state and during the degradation processes, allowing to identify the major factors of acceleration or inhibition of the biodegradation phenomenon.

Second, the physical properties were analyzed, such as: composition, particle size, typical values of the unit of weight, evolution of the vertical stress with depth and influence of compaction.

Finally, the study of the variation of water content and permeability of the waste over time, and their influence on other parameters, such as the dry density, complete the analysis of the hydraulic properties of the waste.

1. LA CARATTERIZZAZIONE BIOCHIMICA DEL RIFIUTO

Una discarica di rifiuti solidi urbani costituisce un sistema trifasico aperto che ha degli scambi permanenti con il mezzo ambientale. La fase solida è rappresentata dai differenti rifiuti che sono stoccati *in situ* e compattati. L'acqua delle precipitazioni entra in contatto con i rifiuti e s'infiltra attraverso la fase solida, occupando i pori inizialmente vuoti. Durante il percorso attraverso i rifiuti, essa si carica di sostanze chimiche, a seguito degli scambi fisico-chimici che nascono tra queste due fasi, e di residui di biodegradazione, trasformandosi in percolato. L'aria che occupa inizialmente i vuoti costituisce la fase gassosa. Questa comincia progressivamente a diminuire, a causa dell'aumento delle particelle d'acqua nei pori dei rifiuti, anche se durante la fase di degradazione biologica, è possibile osservare una produzione continua di biogas costituito da CH_4 e CO_2 .

Allo stesso tempo, è importante considerare anche il fenomeno di evaporazione che contribuisce a trasformare l'acqua in vapor acqueo, grazie al calore solare ed all'elevata temperatura che si instaura all'interno del cumulo di rifiuti.

Quando il riempimento del sito è terminato e viene posta la copertura finale sopra il cumulo di rifiuti, la discarica si trasforma in un sistema chiuso in cui l'acqua, che arriva sotto forma di precipitazione, in parte s'infiltra attraverso la copertura, in parte ruscella sopra di essa, per poi convogliare attraverso il sistema di drenaggio superficiale. Inoltre, essa può evaporare o traspirare attraverso l'erba che è presente su tutta la copertura finale. La produzione di biogas è sempre attiva ed il metano viene collettato in continuo attraverso i pozzi di captazione (Fig. II-1).

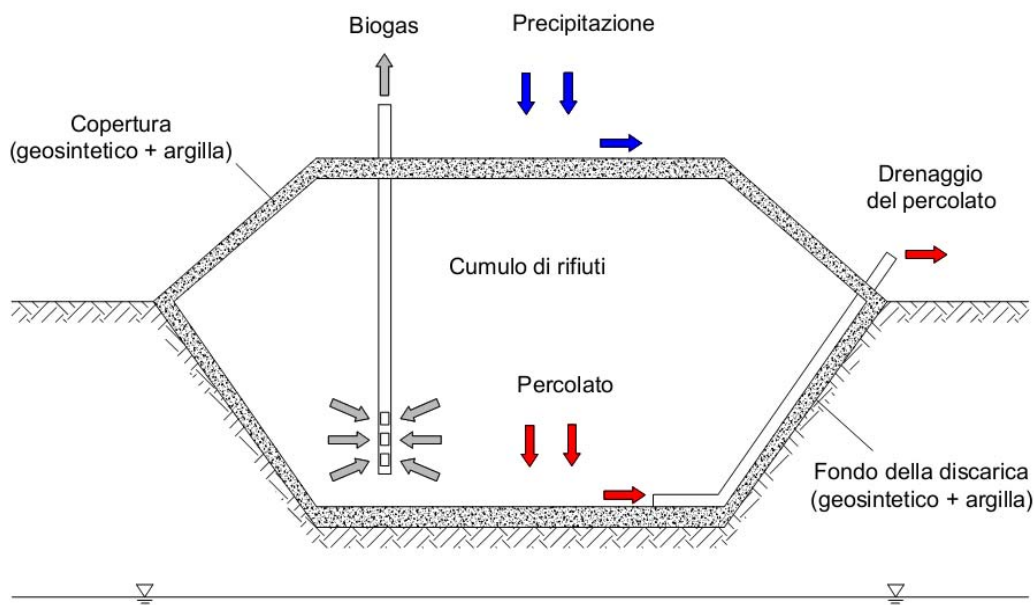


Fig. II-1. Schema di funzionamento di un impianto di stoccaggio dei rifiuti (adattata da Del Greco e Oggieri, 1993).

La discarica può essere anche definita come un reattore biologico, dove si instaurano processi microbiologici (la degradazione della sostanza organica), chimici (l'idrolisi della frazione organica, la solubilizzazione dei sali contenuti nei rifiuti), fisici (filtrazione, percolazione, adsorbimento) e chimici.

1.1 La degradazione aerobica

Le reazioni biologiche iniziano dapprima con la degradazione in condizioni aerobiche e poi in condizioni anaerobiche, a seguito del consumo dell'ossigeno presente nell'aria intrappolata tra i pori dei rifiuti e nell'acqua che si trova nella parte più alta della discarica. Per quanto riguarda la fase aerobica, la disponibilità di un substrato solido è una premessa fondamentale per la sua solubilizzazione in una fase acquosa (Aguilar-Juarez, 2000). Tutto ciò implica un'idrolisi nel corso della quale le sostanze organiche complesse vengono trasformate in composti organici semplici:

- le proteine sono trasformate in amminoacidi ed in anidride carbonica, acqua, nitrati e solfati;
- la cellulosa e l'emicellulosa, che costituiscono la maggior parte della sostanza organica, sono degradate in glucosio, grazie agli enzimi extracellulari che poi vengono utilizzati dai batteri e convertiti in CO_2 e H_2O ;
- i carboidrati vengono convertiti in CO_2 e H_2O ;
- i grassi sono trasformati in acidi grassi e glicerolo, e poi in forme ancora più semplici.

La reazione d'idrolisi è fortemente esotermica e si osservano, generalmente dopo la messa *in situ* dei rifiuti, degli aumenti di temperatura fino a 60–70°C. Durante questa fase si ha, dunque, una netta diminuzione d'ossigeno (O_2) e di azoto (N_2); viceversa, si nota un aumento dell'anidride carbonica (CO_2). La durata di questa fase iniziale di degradazione può essere di qualche giorno fino a qualche settimana e dipende dalla durata d'esposizione dei rifiuti all'aria. Questa può essere, tuttavia, prolungata artificialmente per mezzo della predigestione aerobica o iniezione d'aria dopo lo stoccaggio (Olivier, 2003).

1.2 La degradazione anaerobica

L'ossigeno presente nei rifiuti viene completamente consumato durante la fase aerobica e dunque la degradazione della sostanza organica prosegue in condizioni anaerobiche.

Durante questa fase si attivano i seguenti processi (Fig. II-2):

- 1) la sostanza organica complessa viene idrolizzata in sostanze più semplici, che riescono a penetrare all'interno delle membrane cellulari dei batteri: grazie ai batteri fermentativi, questi composti sono degradati in acidi grassi volatili, alcoli, idrogeno ed anidride carbonica;
- 2) i batteri acetogenici cominciano a convertire in acido acetico, idrogeno ed anidride carbonica gli acidi grassi volatili e gli alcoli del punto 1): durante questa fase si ha una produzione importante di gas (CO_2 e H_2);
- 3) i batteri metanigeni cominciano a produrre metano, utilizzando come substrato l'acido acetico (batteri acetofili) o l'idrogeno e l'anidride carbonica (batteri idrogenofili).

Tutti questi batteri sono anaerobi ma degradano la sostanza organica in presenza d'acqua: questa fase, infatti, risulta caratterizzata da un netto consumo d'acqua, poiché essa è la catalizzatrice della maggior parte delle reazioni chimiche (Tab. II-1). L'umidità, in effetti, gioca un ruolo fondamentale durante la degradazione anaerobica, perché favorisce e mantiene le condizioni ideali per il metabolismo batterico.

Un ruolo importante è dovuto anche ai batteri solfo-riduttori, che degradano il rifiuto contenente zolfo. Essi sono anaerobi e possono convertire, a seguito della riduzione dei solfati, l'idrogeno, l'acido acetico e gli acidi grassi volatili di più grande peso molecolare.

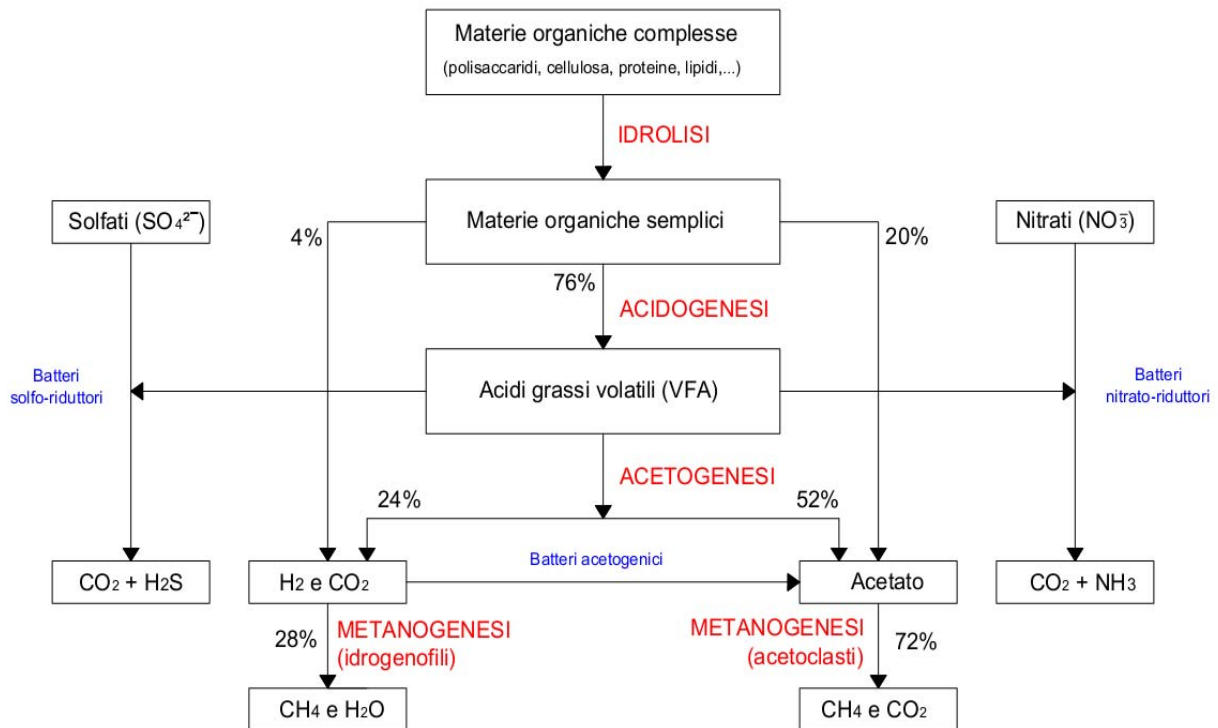


Fig. II-2. Processi di degradazione della materia organica (adattata da Aguilar-Juarez, 2000).

Tab. II-1. Principali reazioni chimiche che avvengono durante la degradazione anaerobica (adattata da Christensen e Kjeldsen, 1989).

SUBSTRATI CONVERTITI E PRODOTTI	
<i>Processo di fermentazione</i>	
$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O$	$2CH_3COOH + 4H_2 + 2CO_2$
$C_6H_{12}O_6$	$CH_3C_2H_4COOH + 2H_2 + 2CO_2$
$C_6H_{12}O_6$	$2CH_3CH_2OH + 2CO_2$
<i>Processo di acetogenesi</i>	
$CH_3CH_2COOH + 2H_2O$	$CH_3COOH + CO_2 + 3H_2$
$CH_3C_2H_4COOH + 2H_2O$	$2CH_3COOH + 2H_2$
$CH_3CH_2OH + H_2O$	$CH_3COOH + 2H_2$
$C_6H_3COOH + 4H_2O$	$3CH_3COOH + H_2$
<i>Processo di metanogenesi</i>	
$4H_2 + CO_2$	$CH_4 + 2H_2O$
CH_3COOH	$CH_4 + CO_2$
$HCOOH + 3H_2$	$CH_4 + 2H_2O$
$CH_3OH + H_2$	$CH_4 + H_2O$
<i>Processo solfo-riduttivo</i>	
$4H_2 + SO_4^{2-} + H^+$	$HS^- + 4H_2O$
$CH_3COOH + SO_4^{2-}$	$CO_2 + HS^- + HCO_3^- + H_2O$
$2CH_3C_2H_4COOH + SO_4^{2-} + H^+$	$4CH_3COOH + HS^-$

1.3 Principali fattori che influenzano la degradazione

Ossigeno

L'ossigeno non è presente durante la fase anaerobica perché viene completamente consumato durante la precedente fase aerobica. Una certa presenza d'ossigeno risulta però inevitabile negli strati superficiali della discarica oppure a fianco del sistema di captazione del biogas. Tuttavia, l'attività dei batteri aerobi consuma rapidamente l'ossigeno presente. I batteri metanigeni non scompaiono del tutto in condizioni aerobiche, poiché sono sempre presenti nelle zone anaerobiche dei rifiuti non penetrate dall'ossigeno.

Idrogeno

L'idrogeno è generato durante il processo di fermentazione e durante la fase acetogenica. Viene consumato molto rapidamente, soprattutto durante le reazioni chimiche da parte dei batteri metanigeni che lo utilizzano per produrre CH_4 . Se l'attività dei batteri risulta rallentata, è possibile ottenere delle pressioni molto elevate di H_2 , producendo un accumulo di acidi grassi volatili che non vengono più convertiti in acido acetico.

pH

Il pH deve essere compreso entro i valori di 6 e 8, mentre l'intervallo ottimale deve essere di 7,0–7,2, altrimenti l'attività dei batteri metanigeni e la produzione di metano risultano inibite (Ivanova et al., 2008b). I batteri acetogenici sono più tolleranti. L'inibizione dell'attività dei

batteri metanigeni produce un aumento della pressione dell'idrogeno, un accumulo degli acidi grassi volatili e, conseguentemente, una diminuzione del pH. Per valori di pH compresi tra 4,5–5,0 la produzione di CH₄ è completamente arrestata. L'utilizzo di una sostanza tampone può contrastare la diminuzione del pH (Cossu, 2001).

Solfati

L'acido acetico non è solamente utilizzato dai batteri metanigeni per produrre CH₄ ma è anche usato, in competizione, dai batteri solfo-riduttori per produrre idrogeno solforato. La diminuzione di questi batteri implica una diminuzione della produzione di solfati (SO₄²⁻), una più grande azione dei batteri metanigeni e, dunque, una più grande produzione di metano.

Nutrienti

I nutrienti (azoto, fosforo ed altri micronutrienti come calcio, magnesio, potassio) sono utilizzati dai batteri per la loro sussistenza. Il problema della disponibilità di nutrienti è principalmente sentito nell'ecosistema aerobico; al contrario, durante la fase anaerobica, in discarica si hanno sempre delle quantità modeste disponibili ai batteri anaerobi.

Esperimenti di laboratorio hanno dimostrato che l'aggiunta di nutrienti (come, per esempio, i fanghi prodotti dalla depurazione) permette un'accelerazione/ottimizzazione del processo di biodegradazione (Ivanova et al., 2008b).

Inibitori

Gli inibitori più importanti per l'attività dei batteri metanigeni e, dunque, per la produzione di metano, oltre all'ossigeno, l'H₂ e certi valori del pH, sono i solfuri, i cationi dei sali, i metalli pesanti e la CO₂. In particolare, se la pressione parziale dell'anidride carbonica aumenta durante la fase iniziale della degradazione organica, la produzione di CH₄ può essere influenzata dalla CO₂ (Cossu, 2001).

Temperatura

La temperatura è uno dei fattori essenziali alla produzione di biogas. Essa determina, in effetti, la natura delle popolazioni microbiche attive nel corso della degradazione e controlla, di conseguenza, la cinetica della decomposizione. A seconda della temperatura all'interno del cumulo di rifiuti (Olivier, 2003), tre tipi di popolazioni batteriche possono essere considerate:

- i batteri psicrofili ($T < 20^{\circ}\text{C}$);
- i batteri mesofili ($20^{\circ}\text{C} < T < 40^{\circ}\text{C}$);
- i batteri termofili ($40^{\circ}\text{C} < T < 70^{\circ}\text{C}$).

Si è visto che l'idrolisi è fortemente esotermica, mentre la degradazione anaerobica è debolmente esotermica; la produzione di calore durante questa fase è di circa 7% di quella aerobica (Cossu, 2001). La temperatura minima per lo sviluppo dei batteri metanigeni è di 15°C, mentre la temperatura corrispondente alla massima attività batterica è di 70°C: è possibile notare sperimentalmente che più la temperatura è elevata, più la velocità di produzione di metano è grande. In un'opera in vera grandezza, tuttavia, l'intervallo tipico di questo parametro è compreso tra 25–35°C (Christensen e Kjeldsen, 1989).

Contenuto d'acqua

Questo parametro, ancor più che la temperatura, sembra essere il fattore che condiziona principalmente la cinetica di degradazione della sostanza organica.

I vantaggi dovuti alla presenza d'acqua sono numerosi:

- limitazione del trasporto d'ossigeno dall'atmosfera alla discarica;
- facilità di scambio di substrato solubile;
- facilità di scambio di sostanze nutritive e di sostanze tampone;
- buona distribuzione dei microrganismi;
- diluizione delle sostanze inibenti.

L'importanza fondamentale dell'acqua è quella di promuovere la maggior parte delle reazioni chimiche (in particolare durante la fase d'idrolisi e di fermentazione acida), perché è il mezzo attraverso il quale si verificano tali reazioni. Tuttavia, va detto che il contenuto d'acqua non deve essere troppo elevato perché può determinare un'elevata produzione di acidi, una diminuzione eccessiva di pH e, quindi, una conseguente inibizione della metanogenesi.

E' molto difficile definire un valore del contenuto d'acqua ottimale. Molti autori hanno dimostrato che sotto un certo valore, compreso tra il 25% ed il 35%, la popolazione microbica non può svilupparsi adeguatamente. Aldilà di una soglia minima, la produzione di biogas aumenta di pari passo del contenuto d'acqua, fino a raggiungere una seconda soglia, prossima al livello di saturazione, oltre la quale l'aggiunta d'acqua sembra inibire la degradazione. Studi in letteratura hanno dimostrato un aumento della velocità di produzione di metano e dei cedimenti, per intervalli di umidità compresi tra il 30% ed il 50%, un incremento di attività batterica ed una più veloce degradazione della sostanza organica (Mehta et al. 2002; ADEME-LIRIGM, 2005).

1.4 Le differenti fasi della degradazione

La combinazione delle differenti reazioni di degradazione e la variabilità dei fattori abiotici consente di trovare una sequenza teorica, ma molto vicina a quella che si può osservare sperimentalmente, delle differenti fasi della degradazione e della loro influenza sulla qualità del percolato e del biogas (Ivanova et al., 2008b). Questa sequenza è stata ben descritta da Farquhar e Rovers (1973) e ripresa da Christensen e Kjeldsen (1989), come si può vedere in Fig. II-3.

1) Fase di degradazione aerobica

Durante questa fase si sviluppano i principali processi di consumazione dell'aria presente nei rifiuti. La composizione iniziale dell'aria è dell'80% (in volume) di N₂ e del 20% di O₂: l'ossigeno viene completamente consumato, mentre l'azoto diminuisce progressivamente durante questa fase; d'altra parte, è possibile osservare una produzione netta di anidride carbonica (CO₂).

Le sostanze organiche complesse sono trasformate in composti solubili più semplici come amminoacidi, acidi grassi e zuccheri semplici.

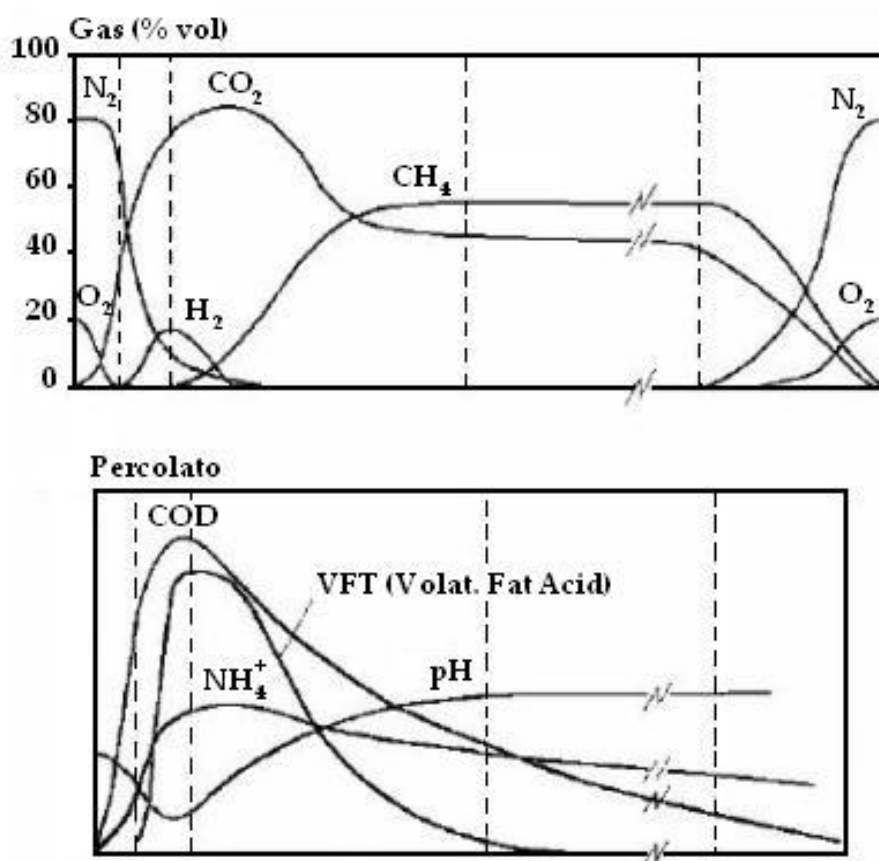


Fig. II-3. Variazione della composizione del biogas ed analisi del percolato nelle diverse fasi della degradazione dei rifiuti (Farquhar e Rovers, 1973; Christensen e Kjeldsen, 1989).

II) Fase acidogenica e acetogenica

I prodotti dell'idrolisi sono degradati in acidi organici leggeri (acidi grassi volatili). L'idrolisi enzimatica e l'attività dei batteri fermentativi e dei batteri acetogenici producono una rapida formazione di CO₂, d'H₂ e di sostanza organica disciolta.

L'azoto organico viene ridotto in azoto ammoniacale; l'azoto elementare nel gas viene eliminato dalla formazione di anidride carbonica e di idrogeno, mentre i solfati cominciano ad essere ridotti in solfuri. Il pH è basso (acido, dal nome di questa fase) e nel percolato il valore della COD (*Chemical Oxygen Demand*) è massimo, a causa dell'accumulo di acidi grassi volatili (in effetti, essi rappresentano la maggior parte del carbonio presente, circa l'80%).

III) Fase metanigena instabile

Una seconda fase anaerobica comincia con la produzione di metano, sia per via idrogenofila (a partire dalla CO_2 e dall' H_2), sia per via acetofila (a partire dall'acido acetico).

Durante questa fase, la quantità di anidride carbonica e di solfati decresce, gli acidi grassi volatili nel percolato diminuiscono (poiché viene prodotto CH_4), mentre l'idrogeno sparisce completamente. Inoltre, il pH aumenta e l'azoto ammoniacale viene allontanato. Questa fase può durare da qualche mese a 1–2 anni, in opere in vera grandezza.

IV) Fase metanigena stabile

La produzione del metano rimane stabile entro l'intervallo del 50–60% in volume e l'anidride carbonica, che rappresenta l'unica componente gassosa complementare al metano, è presente in proporzioni del 40–50%. Il pH è debolmente alcalino. La durata di questa fase è di 15–20 anni, in opere in vera grandezza.

V) Fase aerobica finale

Quando tutta la sostanza organica è degradata, le popolazioni batteriche si riducono, la produzione di CH_4 e di CO_2 si azzerà, mentre gli acidi volatili spariscono completamente: l'azoto (N_2) e l'ossigeno (O_2) riappaiono, grazie alla diffusione dell'aria dall'atmosfera alla discarica, e la zona aerobica si estende poco a poco verso gli strati più bassi della discarica.

2. LE PROPRIETA' FISICHE DEGLI RSU

La conoscenza del comportamento dei rifiuti solidi urbani è fondamentale in ingegneria geotecnica e sanitaria per determinare la stabilità, l'integrità e gli stati limite ultimi di rottura del cumulo di rifiuti. Molti fenomeni di rottura in discarica hanno luogo dappertutto nel mondo: nell'ottica di una maggiore riduzione delle possibili cause d'instabilità, è indispensabile conoscere le caratteristiche del materiale di rifiuto.

L'apporto delle conoscenze della meccanica delle terre è primaria nella disamina di questo materiale e della sua interazione con gli impianti di raccolta di percolato e biogas, con le reti di drenaggio e con le barriere impermeabili, di fondo e di copertura.

L'indagine delle proprietà del materiale di rifiuto è molto complessa, perché è quasi impossibile ottenere, per i test di laboratorio, campioni indisturbati. Infatti, in laboratorio, il materiale risulta sempre disturbato, in quanto viene inserito nei reattori di prova e ricompattato, per cui la sua struttura ed il metodo di stoccaggio, sono inevitabilmente compromessi. Un altro problema riguarda la variazione nella composizione tra i diversi campioni di rifiuto ottenuti, in quanto le diverse componenti di ogni campione possono manifestare comportamenti meccanici completamente diversi gli uni dagli altri. Valutare il ruolo costituito dalle varie componenti del rifiuto nella risposta meccanica data dell'intera massa di rifiuto è altrettanto difficile, poiché si dovrebbe cambiare di volta in volta le loro proporzionalità. Le grandi dimensioni degli elementi costitutivi, inoltre, richiedono reattori di prova molto grandi, per cui spesso si ricorre, allo scopo di posizionare tali elementi ingombranti su piccole celle di laboratorio, alla loro triturazione, con inevitabile perdita di rappresentabilità. Le proprietà fisico-chimico-meccaniche variano anche in funzione dei processi di degradazione, che coinvolgono questo particolare materiale. Tutto ciò fa capire come non ci siano ancora mezzi sistematici e standardizzati per campionare, rappresentare e testare i rifiuti. In letteratura, infatti, si trova una vastità di prove realizzate sotto le più diverse condizioni, tramite l'uso di reattori dalle dimensioni e caratteristiche anche molto differenti tra di loro. Spesso, la natura dei materiali testati non è descritta abbastanza in dettaglio e le condizioni al contorno sono date raramente. Questo produce difficoltà nell'omogeneizzazione dei risultati in una classificazione comune, applicando delle linee guida standard.

2.1 Descrizione del materiale

Con il termine di rifiuto solido urbano si designa solitamente un miscuglio di rifiuti provenienti da zone residenziali e commerciali. Tipicamente, questo rifiuto è costituito da carta, cartone, plastica, legno, residui vegetali, elementi putrescibili, tessili, caucciù. Le proporzioni di questi materiali sono variabili da sito a sito o anche nelle diverse zone all'interno della medesima discarica. La legislazione, i fattori stagionali, le modalità di pretrattamento, le attività di riciclo ed il cambiamento dello stile di vita possono modificare sensibilmente la composizione del rifiuto: per questo motivo, essa può variare sensibilmente da regione a regione o da uno Stato all'altro (Dixon e Jones, 2005). Tutte queste variazioni determinano differenze sostanziali nelle proprietà e nel comportamento del rifiuto, e devono essere prese in considerazione a partire dai dati presenti in letteratura.

2.1.1 Composizione

Il rifiuto è un mezzo polifasico costituito da una fase solida, liquida e gassosa in proporzioni variabili. La fase solida, considerata come inerte e non deformabile per le terre, nel rifiuto può essere separata schematicamente in tre parti: materia inerte, materia deformabile e materia decomponibile. La fase liquida è composta dai residui liquidi provenienti dalla decomposizione dei rifiuti organici e dall'acqua di percolazione proveniente dalle precipitazioni. La fase gassosa, infine, è composta d'aria e di gas essenzialmente organico o azotato, prodotto dalla decomposizione della sostanza organica.

Il comportamento complessivo del rifiuto dipende dal comportamento di ciascuna delle sue componenti, ma anche dalle loro interazioni. Costituito da materia organica che nelle sue condizioni abituali di stoccaggio è portata a degradarsi, il rifiuto si distingue dai suoli convenzionali studiati in geotecnica a causa del suo carattere evolutivo nel tempo (Olivier, 2003).

La valutazione della composizione media del rifiuto ha una grande influenza sulla determinazione dell'unità di peso media del cumulo di rifiuti. Le componenti del rifiuto hanno una vasta gamma di dimensioni, ciascuna con il proprio peso di volume, che può cambiare nel tempo. Certe componenti possono avere una più grande quantità di vuoti all'interno, cosa che le rende differenti dalle altre, anche sotto l'aspetto delle caratteristiche di compressibilità e di resistenza a rottura. La degradazione degli elementi dotati di un contenuto organico più forte, produce una perdita di massa più grande, un cambiamento delle dimensioni maggiore ed una sostanziale alterazione delle proprietà meccaniche e della densità.

La Tab. II-2 mostra tipiche composizioni di rifiuti solidi urbani, in differenti Stati, per cui è possibile notare la variazione delle componenti, a seconda delle diverse aree mondiali.

Tab. II-2. Composizioni tipiche degli RSU in differenti Stati (Gourc, 2012).

	Materiali biodegradabili	Carta e cartoni	Plastiche	Materiali bioresistenti	Vetro	Metalli	Materiali inerti
Svizzera	29%	30%	15%	4%	9%	2%	11%
UK	26%	35%	6%	14%	9%	10%	0%
USA	12%	49%	11%	10%	7%	1%	10%
Germania	30%	16%	21%	9%	0%	0%	24%
Australia	59%	15%	20%	0%	2%	3%	1%
Cina	32%	29%	13%	0%	3%	5%	18%
India	40%	7%	5%	9%	2%	1%	36%
Kenya	73%	11%	6%	0%	5%	3%	2%
Thailandia	43%	21%	4%	6%	8%	1%	17%
Hong Kong	23%	4%	11%	8%	15%	3%	36%

2.1.2 Granulometria

La distribuzione granulometrica del rifiuto svolge un ruolo importante nell'evoluzione dei cedimenti a seconda di quanto essa influisce sulla densità, in analogia alle terre, durante la fase di messa in opera del rifiuto. Essa è strettamente dipendente dalla composizione del rifiuto e del suo eventuale pretrattamento (separazione, frantumazione, stabilizzazione) prima dello stoccaggio.

Alle due estremità della scala granulometrica, si trovano le particelle fini di prima selezione, la cui taglia arriva a qualche millimetro, e gli ingombranti molto voluminosi (elettrodomestici, mobili, ecc.), che possono superare il metro. Il rapporto fra taglia degli elementi fini e quella degli elementi grossolani si traduce, di conseguenza, in una gamma molto estesa: da 1 a 1.000 mediamente.

2.1.3 Classificazione

Molteplici metodi di classificazione del rifiuto sono stati sviluppati in letteratura (Tab. II-3). Da un punto di vista prettamente bio-meccanico, le informazioni necessarie per classificare le diverse componenti del rifiuto riguardano:

- la forma, ovvero la distinzione tra componenti tridimensionali (le particelle granulari di terreno) e componenti bidimensionali (i fogli di carta, gli elementi lamellari, ecc.);
- la dimensione delle componenti del rifiuto;
- la distinzione dei materiali che costituiscono il rifiuto e le loro quantità (carta, cartone, legno, elementi putrescibili, ecc.);
- la valutazione della compressibilità di ciascun elemento;
- il potenziale di degradazione della sostanza organica.

Tab. II-3. Principali criteri di classificazione dei rifiuti, in letteratura, e parametri considerati.

Autore	Criteri di classificazione	Parametri
Turczynski, 1988	Tipo di rifiuto	Densità, parametri di taglio, limiti liquidi/plastici, permeabilità.
Siegel et al., 1990	Gruppi di materiali	Parte della composizione.
Landva e Clark, 1990	Materiali organici ed inorganici	Degradabilità (veloce, lenta, nessuna), forma (cava, piatta, allungata, ingombrante).
Grisolia et al., 1995a	Gruppi di materiali degradabili, inerti e deformabili	Resistenza, deformabilità, degradabilità.
Kölsch, 1996	Gruppi di materiali	Taglia, dimensione.
Manassero et al., 1996	<i>Soil like</i> ed altri	Parametri indice.
Thomas et al., 1999	<i>Soil like</i> e <i>Non soil like</i>	Gruppi di materiali.

Landva e Clark (1990) hanno suggerito una classificazione in due principali categorie, organica e minerale, suddivise a loro volta in quattro sottocategorie: organico putrescibile o rapidamente degradabile; organico non putrescibile o lentamente biodegradabile; minerale degradabile o parzialmente corrosivo; minerale non degradabile. Le ultime tre sottocategorie

comprendono numerosi elementi caratteristici della composizione del rifiuto: elementi cavi (lattine, vetri, scatole), allungati (fogli di carta, elementi lamellari) o ancora ingombranti (mobili, apparecchi domestici).

Grisolia et al. (1995a) hanno proposto di separare le componenti del rifiuto in tre differenti categorie:

- Elementi inerti stabili (o “inerti”)

sono i materiali che non cambiano la loro composizione nel corso del tempo e la cui resistenza alla deformazione è elevata. Tali materiali hanno un comportamento meccanico simile a quello delle terre. Questa categoria include le particelle di suolo naturale, ma anche le macerie, i vetri, le ceramiche, i metalli e le plastiche dure.

- Elementi molto deformabili (o “deformabili”)

sono gli elementi che tendono a cedere immediatamente quando sottoposti a carico, in quanto dotati di vuoti o macroporosità che caratterizzano la loro distribuzione iniziale (per esempio: carte, plastiche in fogli, tessili, caucciù, pneumatici, ecc.). Alcuni tra essi continuano a deformarsi nel tempo sotto carico costante, per effetto del *creep*; la loro degradazione è molto lenta. L'influenza dei materiali di questa categoria sul comportamento d'insieme della massa dei rifiuti dipende generalmente dalle dimensioni dei differenti elementi, dal loro eventuale pretrattamento (per esempio la triturazione) e dal livello di sforzo applicato.

- Elementi facilmente degradabili (o “degradabili”)

sono i materiali che evolvono rapidamente sia in termini di composizione, che in termini di consistenza (ad esempio: vegetali e rifiuti alimentari). La loro degradazione induce dei cambiamenti profondi nella struttura del materiale e si accompagna ad una riduzione del volume totale occupato, ovvero ad una diminuzione della macroporosità. L'effetto della degradazione sull'insieme dei rifiuti non dipende solamente dalla quantità e dalle caratteristiche dei materiali degradabili, ma anche dalle condizioni ambientali che governano il processo di trasformazione.

Grisolia et al. (1995a) hanno rappresentato, in seguito, la composizione del rifiuto sotto forma di un diagramma ternario basato sulle tre categorie summenzionate (Fig. II-4). Tale diagramma permette di comparare facilmente rifiuti provenienti da diversi siti ed evidenziare correlazioni fra le concentrazioni dei punti osservati e la loro origine geografica. Questa classificazione, tuttavia, non rende conto dei cambiamenti di stato e delle caratteristiche che si verificano nel tempo, prodotte sostanzialmente dalla degradazione biologica. Gli elementi che subiscono una degradazione fisica o biochimica, infatti, vedranno il loro comportamento meccanico evolvere più o meno rapidamente fino allo stadio ultimo di costituenti inerti, il cui comportamento equivarrà a quello di un suolo.

Kölsch (1996) ha proposto una classificazione basata sul modello di *materiale fibroso*. Esso considera sette classi diverse di materiale, a seconda delle loro caratteristiche di rinforzo: carta/cartoni, materiali sintetici lisci (fogli, caucciù, cuoio, tessili), materiali sintetici duri (plastiche, cuoio duro), metalli, minerali (vetro, ceramica, suolo), legno e residui putrescibili.

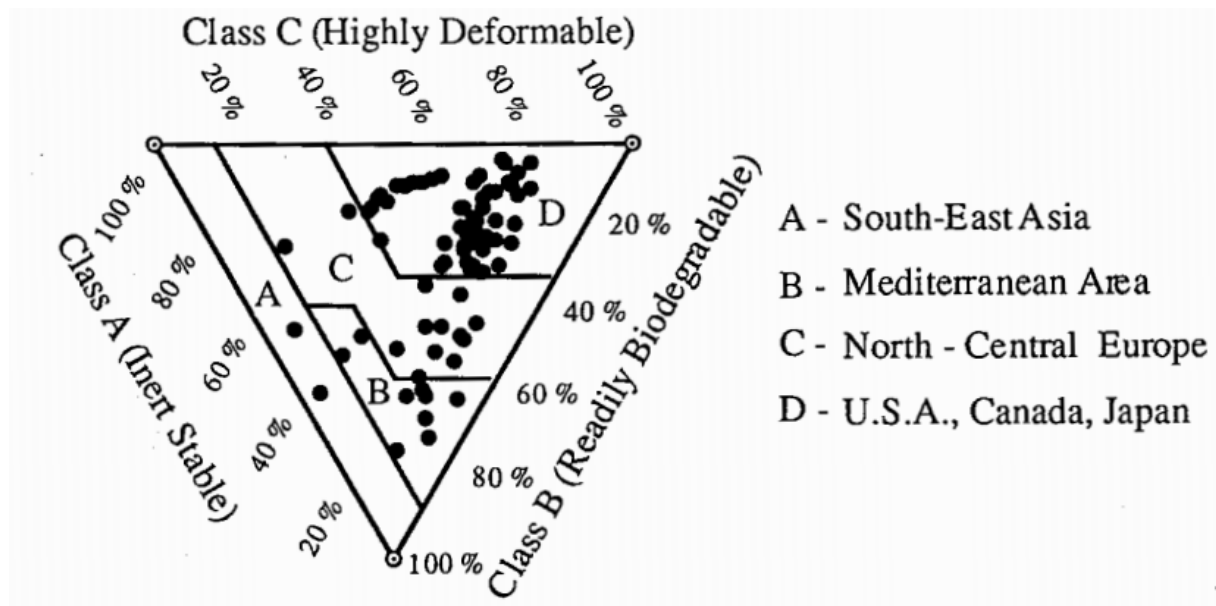


Fig. II-4. Diagramma ternario proposto da Grisolia et al. (1995a).

Thomas (2000), basandosi su un punto di vista prettamente meccanico, ha proposto la suddivisione dei rifiuti in due categorie, ovvero *suolo* e *non-suolo*. La prima raggruppa i rifiuti aventi un comportamento meccanico assimilabile, a grandi linee, a quello di un terreno (residui dei materiali di costruzione, vetro, ceneri, residui d'incenerimento, ecc.) mentre la seconda comprende materiali come le plastiche, gli ingombranti, i fanghi, la cui struttura non può essere assimilata a quella di un terreno.

2.1.4 Unità di peso

E' possibile considerare i seguenti fattori nella stima dell'unità di peso del rifiuto (Fassett et al., 1994):

- la composizione, compresa la presenza di copertura giornaliera: più il rifiuto è ricco in metalli o inerti, o più spesso è lo strato di copertura giornaliero, allora più il peso del cumulo di rifiuti è elevato;
- lo spessore degli strati;
- il metodo ed il grado di compattazione;
- il contenuto d'acqua del rifiuto;
- il grado di decomposizione biologica dei solidi organici;
- la profondità in cui la densità è calcolata: più la posizione del rifiuto è lontana dalla superficie, più questo risulta sovraccaricato, a causa degli sforzi verticali indotti;
- l'età del rifiuto: più il rifiuto è stagionato, più ha subito un aumento della densità nel tempo, poiché le particelle di sostanza organica sono state quasi tutte degradate e sono rimasti solamente i materiali più pesanti.

E' possibile affermare che, all'inizio, la densità dipende strettamente dalla composizione del rifiuto, dalla copertura giornaliera e dal grado di compattazione; successivamente, per un rifiuto stagionato, la densità dipende soprattutto dalla profondità, dal grado di degradazione e dalle condizioni climatiche.

L'unità di peso è utilizzata, in fase di progetto, per determinare gli sforzi verticali ed orizzontali, che si generano in determinate profondità della discarica. Questo parametro è abbastanza anisotropo, e può variare significativamente anche a brevi distanze dal punto considerato. Tuttavia, valori medi di unità di peso possono essere ipotizzati, in maniera accettabile, in fase di progetto, per determinare, ad esempio, gli sforzi verticali agenti sulle geomembrane di fondo.

Questo parametro può essere considerato sottoforma di densità o di peso di volume, nello specifico:

- densità (t/m^3) o di peso di volume secco (kN/m^3), se non vi è acqua all'interno del rifiuto;
- densità (t/m^3) o di peso di volume solido (kN/m^3), se si ha un certo valore del contenuto d'acqua;
- densità (t/m^3) o di peso di volume umido (kN/m^3), se l'acqua riempie i vuoti del mezzo poroso.

Generalmente, si preferisce adottare come parametro il peso di volume (rispettivamente γ_d , γ_s e γ_h). Tre relazioni possono essere considerate, legando queste tre espressioni di peso di volume (Olivier, 2003):

$$\gamma_d = \frac{\gamma_s}{1 + \left(\frac{m_s - m_d}{m_d} \right)} \quad \gamma_d = \frac{\gamma_h}{1 + \left(\frac{m_h - m_d}{m_d} \right)} \quad \gamma_s = \frac{\gamma_h}{1 + \left(\frac{m_h - m_s}{m_s} \right)}$$

in cui m è rispettivamente la massa volumetrica secca (m_d), solida (m_s) e umida (m_h) del rifiuto (vedi paragrafo 5.1 del Capitolo I).

Il peso di volume secco γ_d ha importanza, di solito, quando si considerano dei campioni prelevati in un quadro di bilancio di massa prima e dopo la degradazione.

Il peso di volume solido γ_s è nettamente più utilizzato: viene quasi sempre calcolato tale valore durante le fasi di riempimento di un settore di discarica.

Il peso di volume umido γ_h , che include, a differenza del peso di volume solido, le precipitazioni infiltrate e l'acqua eventualmente iniettata nel rifiuto (per esempio derivante dal ricircolo del percolato), è ricavato da misure dirette (test *in situ* o carotaggi) o indirette. Il suo valore fluttua, generalmente, tra i seguenti intervalli (Olivier, 2003):

- per un rifiuto non compattato (immediatamente dopo deposito in sito): da 2 a 6 kN/m^3 ;
- per un rifiuto fresco compattato (non sovraccaricato): da 6 a 9 kN/m^3 ;
- per un rifiuto mediamente sovraccaricato: da 8 a 10 kN/m^3 ;
- per un rifiuto fortemente sovraccaricato: da 9 a 13 kN/m^3 .

Tipici valori di peso di volume umido per RSU freschi o per RSU stagionati *in situ*, sono presentati in Tab. II-4.

Di solito, viene calcolato un valore medio di questo peso di volume del rifiuto, dopo aver tenuto in considerazione i fattori sopra citati. Questo parametro è essenzialmente applicabile a dei rifiuti "ricostruiti" in laboratorio, di cui si conosce la parte relativa d'ogni costituente. È possibile, dunque, determinare il peso di volume solido ($\gamma_{s,i}$) di ciascuna componente i del rifiuto (rapportata al volume "solido" di questi costituenti, vuoti interparticellari esclusi) e trovare successivamente il peso di volume medio. Nel caso dei rifiuti reali, la determinazione di tali parametri risulta difficile.

Tab. II-4. Tipici valori di peso di volume umido per RSU freschi o per RSU stagionati *in situ* (adattata da Staub, 2010).

Autore	Valori dell'unità di peso umida (kN/m ³)	Commenti
Oweis e Khera, 1990	4,9 – 11,0	RSU <i>in situ</i>
Arigala et al., 1995	8,0	RSU <i>in situ</i>
Beaven e Powrie, 1995	3,2 – 7,5	RSU fresco
Zornberg et al., 1999	10,0 – 15,0	RSU <i>in situ</i> (8 e 50 m)
Gourc et al., 2001	7,0	RSU <i>in situ</i> (in superficie)
Olivier, 2003	6,0 – 13,0	RSU <i>in situ</i>
Jain et al., 2005	7,0	RSU <i>in situ</i> (22 m)
Wang et al., 2006	6,8 – 7,3	RSU fresco e compattato
Jun et al., 2007	11,0	RSU fresco e compattato
Olivier e Gourc, 2007	10,3	RSU fresco
Zhan et al., 2008	3,0 – 12,0	RSU <i>in situ</i>

2.1.5 Profondità

L'unità di peso del rifiuto varia con lo sforzo effettivo, che è funzione della profondità. La Fig. II-5 mostra la variazione dell'unità di peso in funzione della profondità, e presenta un'espressione per la determinazione empirica del peso di volume del rifiuto, in funzione di tale parametro (Choudhury e Savoikar, 2008).

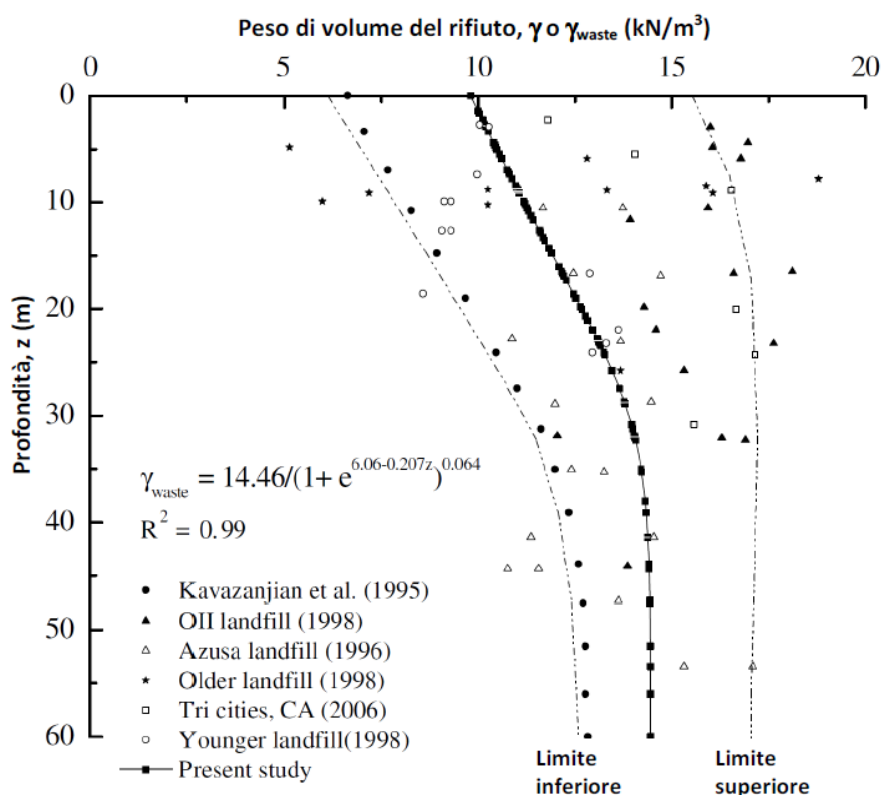


Fig. II-5. Variazione dell'unità di peso in funzione della profondità (Choudhury e Savoikar, 2008).

Una valutazione dei pesi di volume degli RSU in fase progettuale sulla base dell'energia di compattazione prevista o ipotizzata in fase di coltivazione della discarica può essere completata facendo riferimento alla formula iperbolica proposta da Zekkos et al. (2005) e ripresa da Manassero et al. (2011) (Tab. II-5):

$$\gamma = \gamma_i + \frac{z}{a + bz}$$

in cui γ_i = peso di volume dei rifiuti in prossimità della superficie del deposito (kN/m^3); z = profondità dal piano campagna (m); a , b = parametri di calibrazione (m^4/kN e m^3/kN). Uno dei principali e positivi effetti della compattazione superficiale è quello di fornire al rifiuto una densità simile a quella che avrebbe solamente a certe profondità. Tuttavia, a causa dei costi necessari per una misurazione di questo parametro su siti a vera grandezza, ci sono pochi dati disponibili in letteratura.

Tab. II-5. Parametri relativi all'andamento iperbolico del peso di volume con la profondità (Zekkos et al., 2005; Manassero et al., 2011).

Valori dell'energia di compattazione (kJ) e del volume del terreno di copertura riferito al volume di RSU (%)	γ_i (kN/m^3)	a (m^4/kN)	b (m^3/kN)
Ridotti (< di 40 kJ e 10%)	5	2	0,1
Medi (\approx 100 kJ e 20%)	10	3	0,2
Ridotti (> di 200 kJ e 30%)	15,5	6	0,9

2.1.6 Compattazione

Il rifiuto, dopo il conferimento in discarica, presenta un valore iniziale dell'indice dei vuoti elevato ed una grande compressibilità, perciò il processo di compattazione è utile per ridurre i vuoti tra i differenti elementi e per diminuire lo spessore degli strati di rifiuto e, così, guadagnare spazio per accoglierne altri. Inoltre, ciò può comportare un aumento della capacità portante del cumulo di rifiuti e della resistenza al taglio ed una riduzione di ulteriori cedimenti.

Il posizionamento del rifiuto per strati di spessore variabile, talvolta ricoperti da una sottile copertura giornaliera in materiali inerti, è abbinato ad una compattazione fatta utilizzando dei macchinari muniti di ruote a cerchioni speciali che garantiscono una buona compenetrazione sia per il rifiuto che per gli strati successivi (Fig. II-6).



Fig. II-6. Esempio di ruote di compattatori normalmente utilizzate in discarica.

La densità del rifiuto dopo la compattazione dipenderà dagli elementi che costituiscono il cumulo di rifiuti, dallo spessore degli strati, dal tipo di macchinario utilizzato e dal numero di passaggi effettuati, nonché dal contenuto d'acqua del rifiuto durante la compattazione. Per esempio, uno strato con spessore variabile da 0,5 a 1 m può aver subito una compattazione molto buona, mentre uno strato di rifiuto spesso 2–3 m può aver subito solamente una piccola o modesta compattazione.

Generalmente, è possibile distinguere tre gradi di compattazione: debole, corrispondente ad una piccola o quasi nulla compattazione; media, corrispondente ad una compattazione raggiunta con tecniche passate; buona, corrispondente ad una compattazione raggiunta con tecniche attuali. Fassett et al. (1994) hanno studiato i valori di peso di volume di differenti siti di stoccaggio secondo il tipo di compattazione ed hanno fornito degli intervalli di valori (Tab. II-6).

Tab. II-6. Valori statistici del peso di volume per rifiuti freschi, a seconda del tipo di compattazione (Fassett et al., 1994).

Parametri relativi al peso di volume	Compattazione debole	Compattazione media	Compattazione buona
Intervallo (kN/m ³)	3,0 – 9,0	5,0 – 7,8	8,8 – 10,5
Media (kN/m ³)	5,3	7,0	9,6
Deviazione standard (kN/m ³)	2,5	0,5	0,8
Coefficiente di variazione (%)	48,0	8,0	8,0

Il risultato finale dipende dal macchinario utilizzato (peso di superficie, dentatura), dal numero di passi e dallo spessore degli strati compattati, ma anche dal contenuto d'acqua del rifiuto durante la compattazione. La Tab. II-7 mostra i differenti pesi di volume in relazione alla compattazione ed allo Stato di provenienza del rifiuto, mentre la Fig. II-7 presenta le tipiche curve che relazionano: 1) lo spessore dello strato al peso di volume del rifiuto e 2) il numero di passaggi del compattatore al peso di volume del rifiuto.

Il grado di compattazione svolge un ruolo importante nella compressione secondaria. Un rifiuto poco o per nulla compattato, infatti, cederà di più a medio termine rispetto ad un rifiuto fortemente compattato. D'altra parte, una forte compattazione iniziale rischia di portare ad una diminuzione molto netta della porosità e, dunque, della permeabilità idraulica, con alcune conseguenze: la stagnazione del percolato, con rischi di sviluppo di sovrappressioni interne che possono generare fughe di percolato, ed il rallentamento della cinetica di biodegradazione, dovuta alla mancanza d'umidificazione del rifiuto.

Tab. II-7. Principali valori del peso di volume presenti in letteratura.

Stato	Misura del peso di volume (kN/m^3)	Commenti	Referenze
Regno Unito	6	Strato di 2 m compattato tramite compattatore di 21 tonnellate a ruote dentate.	Watts e Charles, 1990
	8	Strato di 0,6 m compattato con lo stesso compattatore.	
Belgio	5–10	Tecnica di compattazione usuale.	Manassero et al., 1996
Francia	7	Strati più alti di MSW fresco (non degradato).	Gourc et al., 2001
USA	6–7	MSW fresco dopo il posizionamento iniziale.	Kavazanjian, 2001
	14–20	Rifiuto degradato con alta percentuale di materiale <i>Soil-like</i> .	

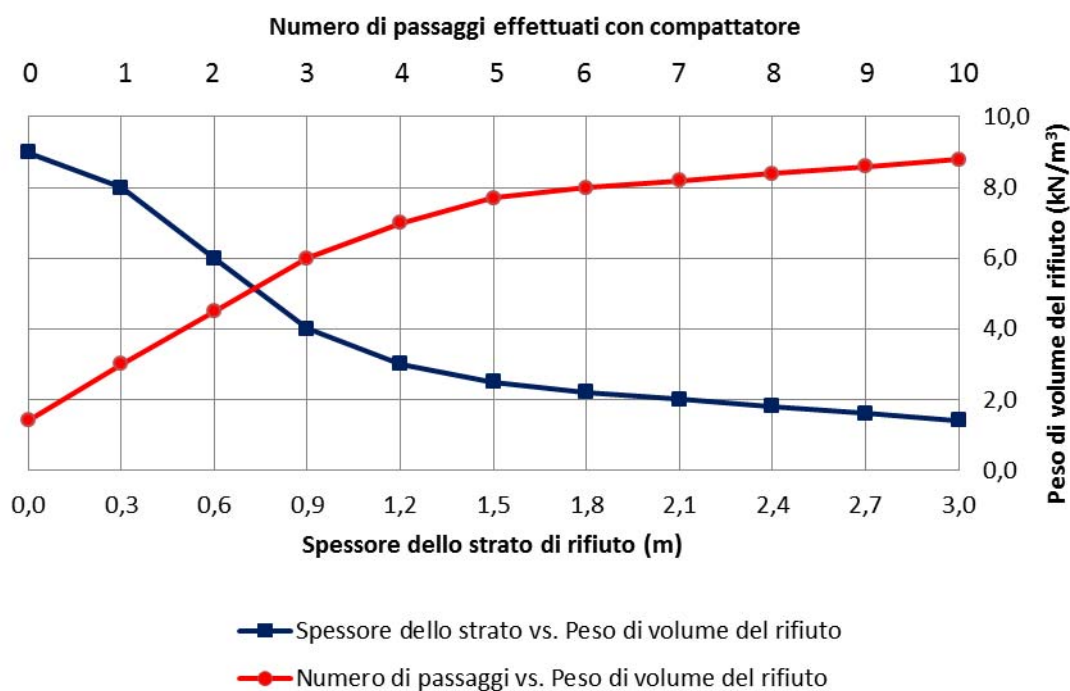


Fig. II-7. Rappresentazione degli effetti del numero di passaggi effettuati con compattatore, e dello spessore degli strati di rifiuto, rispetto al peso di volume dello stesso (adattato da Oweis e Khera, 1990).

3. PROPRIETA' IDRAULICHE DEGLI RSU

3.1 Il contenuto d'acqua gravimetrico

Il contenuto d'acqua gravimetrico di un terreno è definito teoricamente come il rapporto tra la massa d'acqua presente negli elementi solidi del terreno e la massa secca di terreno dopo il passaggio del campione al forno (a 105°C per 24 h). I rifiuti, generalmente, contengono una percentuale importante d'acqua, che è legata alla loro composizione iniziale, alle condizioni climatiche locali, alle modalità di pretrattamento ed al contenuto d'acqua della sostanza organica.

E' possibile distinguere quest'acqua in due differenti tipologie:

- acqua costitutiva, interna agli elementi del rifiuto ed inclusa nel peso di volume solido $\gamma_{s,i}$ del rifiuto;
- acqua non costitutiva che riempie gli interstizi tra le diverse componenti del rifiuto. Può essere suddivisa a sua volta in acqua adsorbita sottoforma di fini pellicole sulla superficie degli elementi, in acqua capillare distribuita nei micropori e, più particolarmente, nei punti di contatto tra le particelle, ed in acqua gravitazionale distribuita nei macropori. In regime non-saturo, solo quest'ultima è libera di circolare attraverso il rifiuto.

La misura standard del contenuto d'acqua applicata per i terreni è inappropriata nella distinzione tra acqua costitutiva ed acqua non costitutiva all'interno del cumulo di rifiuti. La quantità d'acqua non costitutiva può essere conosciuta solo nel caso di un "rifiuto-tipo" ricostruito in laboratorio, per il quale il volume d'acqua aggiunto agli elementi costituenti il rifiuto è noto. E' possibile tutt'al più stimare il contenuto d'acqua totale (acqua costitutiva + acqua non costitutiva) di un campione di rifiuto per essiccazione a 80°C per 72 h, condizioni che evitano la perdita di materia solida volatile (Olivier, 2003).

Il contenuto d'acqua del rifiuto in un dato istante dipende anche dai seguenti fattori:

- la tipologia e la composizione iniziale del rifiuto;
- le condizioni climatiche locali;
- i processi di pretrattamento (selezione, separazione, triturazione);
- le condizioni di gestione;
- la velocità di decomposizione della sostanza organica;
- il contenuto d'acqua della sostanza organica.

La struttura eterogenea del rifiuto implica una ripartizione di questo contenuto d'acqua spesso aleatoria. I vuoti chiusi, o intraparticellari, possono restare parzialmente o quasi interamente saturi, mentre i vuoti aperti, o interparticellari, possono trovarsi in uno stato quasi secco. La separazione tra due strati di rifiuto costituisce ugualmente una zona a forte porosità favorevole all'accumulo d'acqua.

In seguito ad un'esposizione ad eventi piovosi, è possibile notare, generalmente, un incremento del contenuto d'acqua nei vuoti interparticellari dovuto ad una maggiore presenza di percolato nei pori, che produce come conseguenza un aumento della densità del cumulo di rifiuti. La copertura giornaliera, così come quella finale, può svolgere un ruolo di controllo della quantità e della distribuzione della precipitazione che entra nel cumulo di rifiuti. La fase di costruzione della copertura finale influenza notevolmente l'evoluzione del contenuto

d'acqua. Aggiunte di liquidi nei rifiuti o ricircoli di percolato possono produrre una notevole influenza sulla magnitudine e sulla distribuzione dei contenuti d'acqua e, quindi, sul parametro di unità di peso.

3.2 La permeabilità idraulica

3.2.1 Analisi del parametro di permeabilità idraulica

La permeabilità idraulica K_w influenza la distribuzione della pressione del percolato nel cumulo di rifiuti, la distribuzione degli sforzi effettivi e la resistenza a taglio. Essa è definita come rapporto tra il flusso di liquido, inteso come volume d'acqua o di percolato defluito nel tempo per unità di superficie, ed il gradiente idraulico. La permeabilità degli RSU è generalmente descritta dalla legge di Darcy (1856), nelle ipotesi di condizioni completamente sature:

$$K_w = \frac{q_s}{\Delta H_w / L}$$

con q_s = flusso specifico di liquido ($\text{m}^3/\text{s m}^2$); ΔH_w = carico idraulico (m) e L = distanza tra due punti di misura del carico (m). Tuttavia, raramente il rifiuto può essere considerato come completamente saturo, così che il suo stato di parziale saturazione può implicare un certo potenziale di suzione. Le condizioni di parziale saturazione, assieme alla variabilità di densità e del livello di stress effettivo, giustifica la dispersione dei dati di permeabilità presenti in letteratura.

Il coefficiente di permeabilità dell'acqua varia tipicamente tra 10^{-3} m/s e 10^{-9} m/s, con valori più frequentemente compresi tra 10^{-6} m/s e 10^{-5} m/s (Tab. II-8).

Tab. II-8. Principali valori di permeabilità dell'acqua negli RSU.

Riferimento	Coefficiente di permeabilità dell'acqua (m/s)	Commenti
<i>Test di laboratorio</i>		
Fungaroli e Steiner, 1979	$1,0 \times 10^{-5} - 2,0 \times 10^{-4}$	-
Oweis e Khera, 1986	$1,0 \times 10^{-5} - 1,0 \times 10^{-4}$	-
Ettala, 1987	$5,9 \times 10^{-5} - 2,5 \times 10^{-3}$	-
Landva e Clark, 1990	$1,0 \times 10^{-5} - 4,0 \times 10^{-4}$	-
Edgers et al., 1992	$1,0 \times 10^{-5} - 2,0 \times 10^{-4}$	-
Bleiker et al., 1995	$1,0 \times 10^{-9} - 1,0 \times 10^{-6}$	-
Gabr e Valero, 1995	$1,0 \times 10^{-7} - 1,0 \times 10^{-5}$	-
Beaven e Powrie, 1995	$1,7 \times 10^{-4} - 2,0 \times 10^{-4}$	prove di carico costante; rifiuto fresco
Landva et al., 1998	$1,0 \times 10^{-7} - 5,0 \times 10^{-4}$	rifiuto fresco compresso
Powrie e Beaven, 1999	$3,1 \times 10^{-6} - 2,8 \times 10^{-5}$	rifiuto fresco compresso a 120 kPa
Durmusoglu et al., 2006	$4,7 \times 10^{-6} - 1,2 \times 10^{-4}$	prove di carico variabile; rifiuto fresco
Olivier e Gourc, 2007	$5,0 \times 10^{-6} - 1,0 \times 10^{-5}$	prove di carico variabile
Staub et al., 2009	$4,6 \times 10^{-6} - 7,4 \times 10^{-5}$	prove di carico variabile

3.2.2 La permeabilità idraulica in discarica

In discarica, il percolato defluisce attraverso i macropori presenti nel rifiuto: il suo flusso dipende da fattori idraulici quali precipitazioni, infiltrazioni e ricircolo, dalla natura dei rifiuti (granulometria, struttura, contenuto d'acqua iniziale, addensamento, livello tensionale, anisotropia, produzione di gas, eterogeneità e degradazione) e dalle modalità di pretrattamento.

Il coefficiente di permeabilità, in opere in vera grandezza, assume valori più frequentemente compresi tra 10^{-6} m/s e 10^{-5} m/s (Tab. II-9).

Tab. II-9. Principali valori di permeabilità dell'acqua negli RSU, su opere in vera grandezza.

Riferimento	Coefficiente di permeabilità dell'acqua (m/s)	Commenti
<i>Test in situ</i>		
Oweis e Khera, 1990	$1,0 \times 10^{-7} - 1,0 \times 10^{-5}$	test di pompaggio
Burrows et al., 1997	$3,9 \times 10^{-7} - 6,7 \times 10^{-5}$	test di pompaggio
Gawande et al., 2005	$1,2 \times 10^{-5} - 2,5 \times 10^{-5}$	<i>inverse flow modelling</i>
Jain et al., 2006	$5,7 \times 10^{-8} - 1,9 \times 10^{-7}$	<i>borehole permeameter test</i>

I moti dei liquidi avvengono, principalmente, in orizzontale e rimangono collegati tra loro mediante corti percorsi verticali. Il deflusso all'interno di un cumulo di rifiuti è troppo complesso per essere descritto in dettaglio e la velocità globale di tale moto può essere rappresentata come una media di tutte le velocità "locali" osservate nel volume complessivo. La diffusione dell'acqua attraverso il rifiuto è legata anche ai gradienti di umidità, i quali sono funzione della permeabilità del mezzo e dei gradienti termici.

L'anisotropia della permeabilità idraulica è un fattore molto importante da tenere in conto nella modellazione del comportamento degli RSU in relazione ai problemi di stabilità. La Tab. II-10 presenta alcuni valori tratti dalla letteratura, basati su risultati di prove di laboratorio su grande scala (Zekkos, 2005; Manassero et al., 2011).

Tab. II-10. Principali valori del rapporto tra permeabilità idraulica orizzontale ($K_{w,h}$) e verticale ($K_{w,v}$) (Zekkos, 2005; Manassero et al., 2011).

Riferimento	Tipologia di rifiuto	Rapporto $\frac{K_{w,h}}{K_{w,v}}$
Landva et al., 1998	artificiale	0,5 – 1,0
Landva et al., 1998	discarica del lago Spruce	8,0
Buchanan, 1997; Buchanan et al., 2001	rifiuti triturati (< 38mm)	1,2 – 2,3
Münnich et al., 2005	RSU pretrattati	1,0 – 250,0

La natura eterogenea del materiale, le modalità di coltivazione ed il livello di compressione influenzano molto il valore della permeabilità e le proprietà idrauliche generali del cumulo. Relativamente al livello di compressione, studi effettuati da Beaven e Powrie (1995) hanno mostrato che il valore di K_w può ridursi di tre ordini di grandezza, fino a 10^{-8} m/s, nel cumulo

di rifiuti non degradati ad una profondità di 60 m, livello in cui gli sforzi verticali sono molto elevati. Il legame tra la compressione verticale e la permeabilità idraulica è molto forte ed ha delle implicazioni nel progetto delle strutture d'estrazione del percolato e di ricircolo. La valutazione delle sovrappressioni fornite dai liquidi nel cumulo di rifiuti e la loro distribuzione sono sempre importanti per evitare indesiderati fenomeni di rottura.

La Fig. II-8 riporta i dati sperimentali, da prove in sito ed in laboratorio, della permeabilità verticale degli RSU, in funzione della densità secca del rifiuto: è possibile notare una riduzione del parametro studiato all'aumentare dello stato di addensamento dei rifiuti.

L'influenza dell'adsorbimento dei liquidi da parte delle particelle, il flusso attraverso il materiale saturo e l'influenza della generazione del gas nella permeabilità idraulica, sono tutt'ora studiati.

La permeabilità degli RSU ha implicazioni nelle operazioni in discarica come, ad esempio, l'estrazione di biogas e percolato, l'aerazione *in situ* tramite la tecnologia *air flow* (Cossu et al., 2011a) e l'umidificazione *in situ* tramite il ricircolo di percolato.

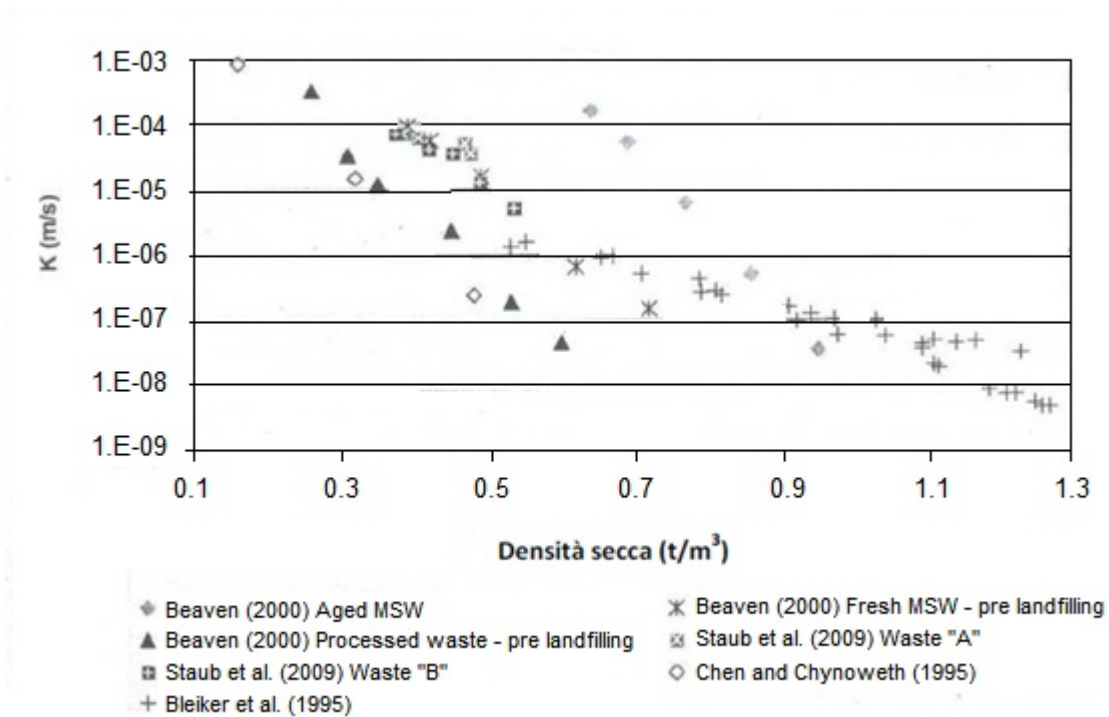


Fig. II-8. Permeabilità verticale degli RSU in funzione della densità secca del rifiuto (adattato da Beaven et al., 2011).

3.3 Determinazione della permeabilità idraulica in reattori di laboratorio

3.3.1 Metodi classici di determinazione della permeabilità idraulica in laboratorio

La permeabilità idraulica verticale è generalmente considerata anisotropa, a causa della composizione e della posizione del rifiuto e dell'uso della copertura giornaliera. Tale parametro può essere misurato in laboratorio tramite prove di carico costante (*constant head test*) o prove di carico variabile (*falling head test*) mentre, su vera grandezza, può essere misurato tramite prove di pompaggio.

Il comportamento dei materiali di rifiuto nei confronti della permeabilità viene solitamente testato nel corso delle indagini di laboratorio, attraverso le prove summenzionate. Il liquido permeante di base utilizzato in tali prove può essere acqua de-aerata (in quanto non si ha aggiunta d'aria all'interno del rifiuto), oppure il percolato prodotto dal rifiuto medesimo, che viene re-iniettato nel reattore.

Generalmente il calo di permeabilità si verifica parallelamente all'incremento della tensione verticale applicata e, quindi, all'incremento di densità del rifiuto. Le prove di permeabilità vengono condotte sempre prima della prova di compressione e a livelli differenti di gradino di carico.

Il calcolo della permeabilità, a carico costante, viene fatto utilizzando la seguente relazione:

$$K_w = \frac{Q \cdot L}{S \cdot \Delta H_w}$$

in cui Q = portata idrica (m^3/s), L = lunghezza del campione al momento della prova (m), S = superficie della cella di prova (m^2) e ΔH_w = carico idraulico (m).

Per le prove di permeabilità effettuate su materiale soggetto a maggiori valori di carico, viene solitamente utilizzata la configurazione a carico variabile, tramite la seguente relazione:

$$K_w = \frac{s}{S} \frac{L}{\Delta t} \ln \frac{h_1}{h_2}$$

in cui s = sezione del tubo piezometrico (m); h_1 e h_2 = carico idraulico iniziale e finale (m).

Le ipotesi su cui si basa la validità della prova sono:

- uniformità del regime di filtrazione;
- costanza del volume del provino;
- saturazione completa del provino;
- validità della legge di Darcy.

Le prove vengono condotte, in genere, facendo attraversare il campione dal liquido permeante dal basso, per conseguire maggiori garanzie di totale saturazione del materiale all'interno della cella.

3.3.2 Esempio di determinazione della permeabilità idraulica e porosità mediante test di laboratorio

La prova, riportata da Staub et al. (2009), consiste nell'iniezione dal basso verso l'alto di acqua de-aerata, in modo da saturare il campione di RSU contenuto all'interno di un reattore, al fine di determinare, tramite prove a carico costante e variabile, i parametri di porosità aperta ed effettiva del rifiuto (Capitolo I, paragrafo 1.2) e la sua permeabilità idraulica. Le prove sono state condotte su due tipi di RSU: il primo, denominato *waste A*, contiene particelle grossolane di rifiuto, mentre il secondo, denominato *waste B*, è stato finemente triturato, in modo da avere particelle di taglia più piccola. La schematizzazione test è riportata in Fig. II-9.

La prova a carico costante permette inizialmente di determinare la porosità aperta del rifiuto. La valvola di immissione viene aperta, e la massa del campione viene registrata ad intervalli di tempo. Quando l'acqua entra nel rifiuto, l'aria contenuta nei pori viene rimossa, ed espulsa dalla cella. Raggiunto l'equilibrio, quando l'altezza della colonna h_0 (12 cm sopra la sommità della cella) pareggia l'altezza della vasca a carico costante e la massa del campione non varia più, è possibile determinare la porosità aperta.

La prova a carico variabile permette successivamente di determinare la permeabilità idraulica del rifiuto. Il test inizia dopo la saturazione completa del rifiuto, ed il livello d'acqua si trova nella colonna ad altezza h_1 . La valvola alla base della cella viene aperta, perciò l'acqua nella colonna tende a raggiungere una diversa altezza h_2 , dopo un tempo Δt .

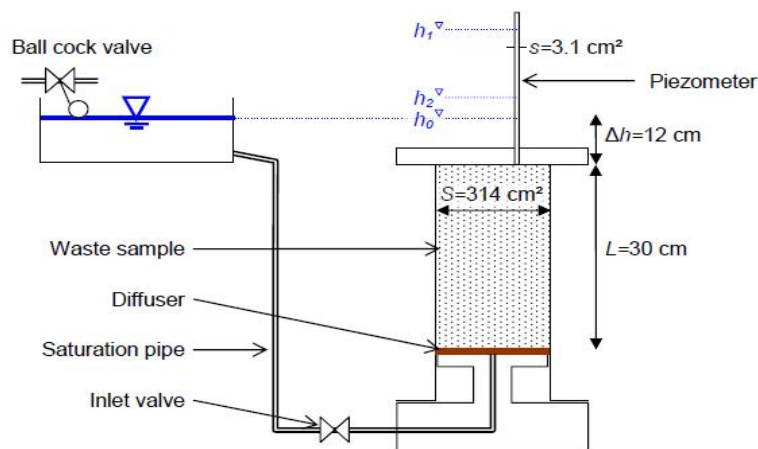


Fig. II-9. Schematizzazione del sistema usato per determinare la permeabilità idraulica e la porosità, nel test condotto da Staub et al. (2009).

Dopo i due test, la valvola alla base viene lasciata aperta, consentendo il drenaggio del liquido. La massa d'acqua collettata dalla cella viene registrata ad intervalli di tempo. Trascurando la biodegradazione e la produzione di gas, i test sono effettuati durante lo stesso giorno. La porosità effettiva può essere meglio determinata durante il drenaggio, piuttosto che durante la saturazione, poiché durante quest'ultima risultano riempiti non solo i macropori, ma anche i micropori.

Dai risultati ottenuti tramite queste prove, gli autori hanno potuto determinare delle importanti relazioni tra permeabilità idraulica, densità secca del rifiuto e porosità.

• *Rapporto permeabilità idraulica – densità secca*

Quando la densità secca aumenta, il volume dei vuoti tende a diminuire, per cui il contenuto d'acqua diminuisce, data la maggiore difficoltà del fluido ad attraversare il mezzo poroso. Per il reattore con rifiuto poco tritato (*waste A*) e, quindi, con particelle più grandi, questa dipendenza è meno evidente, perché il liquido trova ancora spazi maggiori, attraverso i quali fluire, nonostante l'elevata compattazione (Fig. II-10).

• *Rapporto porosità aperta – densità secca*

La porosità aperta dei rifiuti nei reattori rimane pressoché costante all'aumentare della densità secca. La porosità effettiva, invece, tende a diminuire all'incrementare della densità secca. Generalmente, la diminuzione in porosità effettiva è più grande della diminuzione in porosità aperta. La differenza nella taglia delle particelle dei due tipi di rifiuto in questo caso non si fa sentire, nei due parametri di porosità (Fig. II-11).

• *Rapporto permeabilità idraulica – porosità effettiva*

All'aumentare della densità, la porosità effettiva tende a diminuire, provocando una diminuzione nella permeabilità idraulica verticale. Questo comportamento è influenzato significativamente dalla struttura dei pori. L'addensamento tende a ridurre il numero e l'area di questi percorsi preferenziali, causando una grande diminuzione della porosità effettiva. Allo stesso tempo, i pori dovrebbero perdere la loro permeabilità idraulica o raggiungere la loro massima capacità di ritenzione capillare, così che essi spariscono dal conteggio della porosità effettiva, con una quasi costante totale porosità aperta. Il trend di decrescita permeabilità idraulica – porosità effettiva è comparabile per entrambi i rifiuti (Fig. II-12).

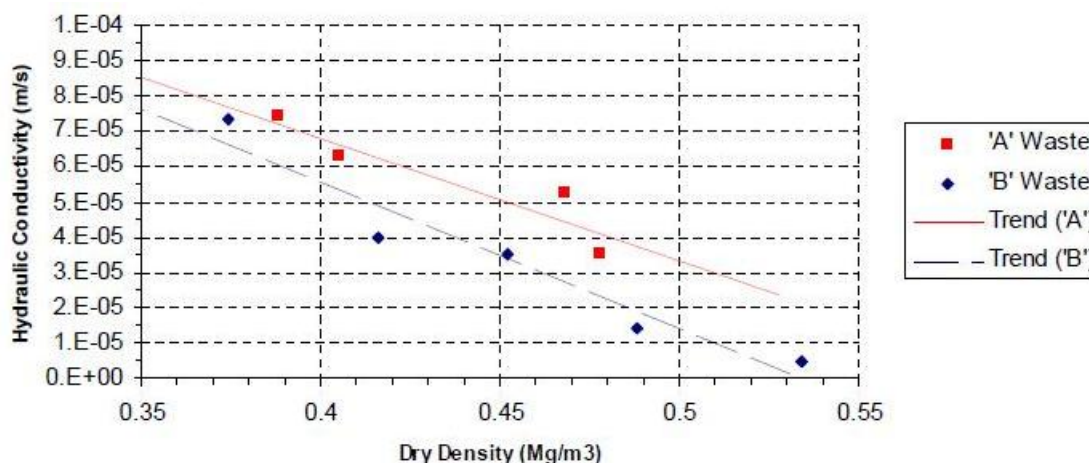


Fig. II-10. Rapporto permeabilità idraulica – densità secca, nei due RSU testati (Staub et al., 2009).

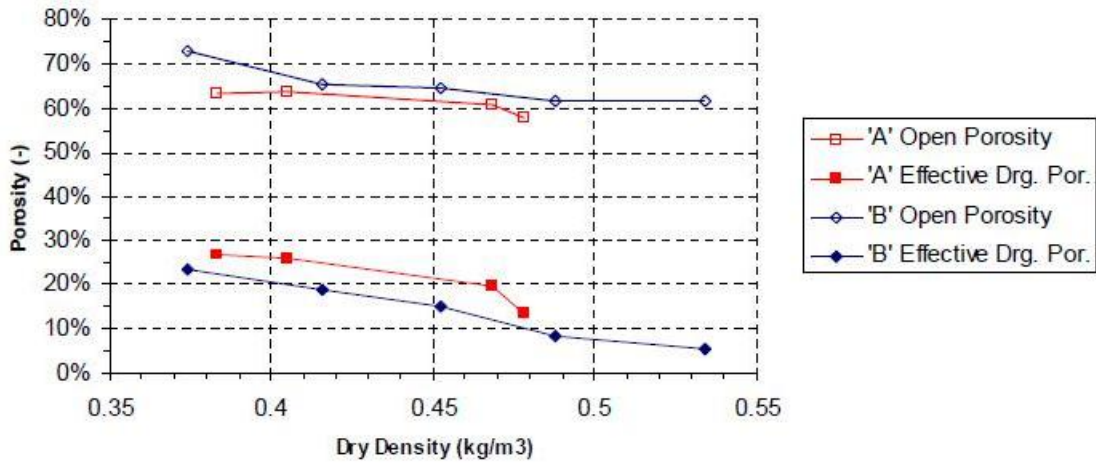


Fig. II-11. Rapporto porosità aperta – densità secca, nei due RSU testati (Staub et al., 2009).

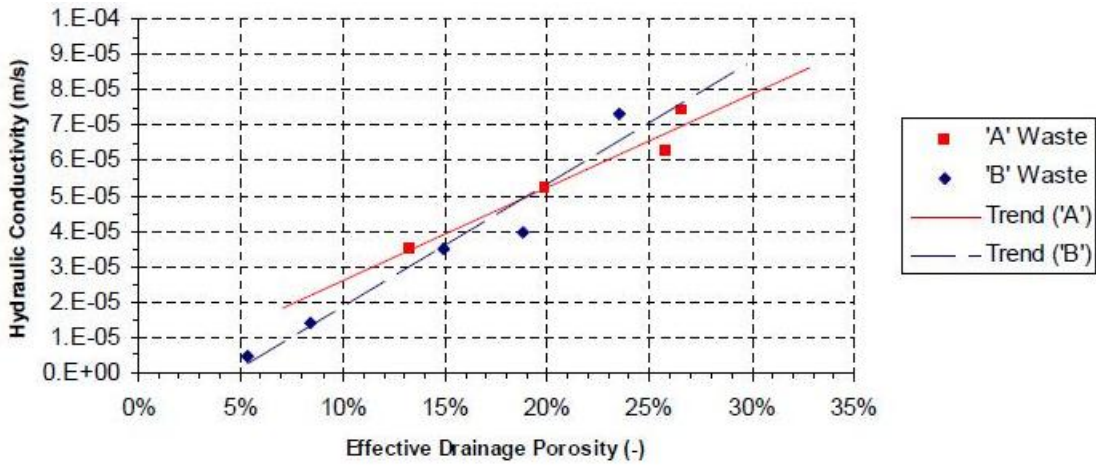


Fig. II-12. Rapporto permeabilità idraulica – porosità effettiva, nei due RSU testati (Staub et al., 2009).

CAPITOLO III. PROPRIETA' MECCANICHE DEGLI RSU E ANALISI DEI CEDIMENTI

RIASSUNTO: Nella terza fase dello studio si è resa necessaria una valutazione delle principali caratteristiche meccaniche del rifiuto e delle possibili trasformazioni che esso può sperimentare nel tempo. In particolare, sono stati esaminati i seguenti aspetti: resistenza a taglio, coesione, angolo d'attrito, rigidità laterale, sforzo orizzontale e deformazioni.

In seguito, è stata studiata l'origine e la natura dei cedimenti degli RSU. Il cedimento immediato si produce ogni qualvolta si modifichi la geometria dei cumuli durante lo stoccaggio; il cedimento primario è legato alla compressibilità differita nel tempo dello scheletro solido, a causa dell'instaurarsi di moti di fluido, sia liquido che gassoso, all'interno dei vuoti. Il cedimento secondario, o di lungo termine, è prodotto dalla compressione dello scheletro solido sotto tensioni effettive costanti. Il ben noto fenomeno di *creep* si accoppia, negli RSU, a fenomeni di degradazione biologica, derivanti dalla trasformazione della sostanza organica in percolato e biogas.

Infine, vengono presentati i principali modelli di previsione dei cedimenti, attualmente presenti nella letteratura specialistica, classificati secondo differenti criteri, in relazione alle ipotesi su cui si fondano: modelli derivanti dalle leggi della meccanica delle terre, modelli di tipo reologico, modelli empirici, modelli incorporanti la biodegradazione e modelli di tipo costitutivo.

ABSTRACT: In the third phase of this study, an assessment about the mechanical characteristics of the MSW and the possible transformations that it can experience over time, was made. In particular, the following aspects were examined: shear strength, cohesion, frictional angle, lateral strength, horizontal stress and deformations.

Afterwards, the origin and the nature of the MSW settlements were studied. The immediate settlement occurs whenever a load is applied over a waste layer, during the storage phase; the primary settlement is related to the compressibility, delayed in time, of the solid skeleton, due to the start of the fluid motions, either liquid or gaseous, within the voids of the medium. The secondary settlement, or long-term settlement, is produced by compression of the solid skeleton under effective constant stress. The well-known creep phenomenon, is coupled, in the MSW, with phenomena of biological degradation resulting from the transformation of organic matter in leachate and biogas.

Finally, the main settlement prediction models, currently present in the literature, were presented and classified according to different criteria, and depending on the assumptions on which they are based: models derived from the soil mechanics laws, rheological models, experimental models, models incorporating the biodegradation and constitutive models.

1. PROPRIETA' MECCANICHE DEGLI RSU

1.1 Comportamento a rottura, coesione, angolo d'attrito interno, resistenza a taglio

La conoscenza del comportamento a rottura del materiale di rifiuto e le sue caratteristiche meccaniche, quali l'angolo di attrito interno, la coesione e la resistenza a taglio, è fondamentale nella valutazione della stabilità e dell'integrità di una discarica, della copertura finale, delle geomembrane che ne caratterizzano la struttura e della barriera impermeabile di fondo. Le rotture avvengono soprattutto tra le interfacce del rifiuto con la copertura finale oppure tra lo strato impermeabile di fondo ed il rifiuto, ma possono aver luogo, anche se raramente, all'interno del cumulo di rifiuti. Le proprietà meccaniche tendono a modificarsi nel tempo, soprattutto a causa del fenomeno di biodegradazione, e le criticità maggiori possono avvenire anche alcuni anni dopo lo sviluppo di questo fenomeno. Data la difficoltà ad ottenere prove soddisfacenti, *in situ* o in laboratorio, riguardo i parametri meccanici relativi al materiale di rifiuto, e data anche la notevole sparsità dei valori che possono essere ottenuti, spesso vengono utilizzati valori medi, ricavati in letteratura o derivanti solitamente dall'esperienza dei progettisti.

Per la determinazione della resistenza a taglio in un cumulo di rifiuti, viene solitamente applicato il criterio di rottura di Coulomb, come avviene per i suoli in meccanica delle terre. Il criterio di Coulomb permette di considerare le variazioni della resistenza a taglio di un materiale come conseguenza alle variazioni nello sforzo verticale applicato. Le particelle di rifiuto, essendo compressibili, caratterizzano l'intero cumulo con un comportamento elasto-plastico, che può variare nel tempo a causa della degradazione.

La conoscenza della resistenza a taglio permette di definire sia il piano di rottura del materiale sia i parametri intrinseci ad essa correlati, come l'angolo d'attrito (φ') e la coesione (c'). Nei grafici usualmente adoperati in meccanica delle terre, correlanti gli sforzi applicati alla tensione tangenziale, l'angolo di attrito determina la pendenza della curva di rottura, mentre la coesione l'intersezione con l'asse delle coordinate. In letteratura sono presenti valori di c' e di φ' per i rifiuti, ricavati tramite prove realizzate in laboratorio o in sito, e solitamente caratterizzati da una grande incertezza e variabilità.

Nell'ambito della meccanica delle terre, anche la resistenza a taglio degli RSU è spesso interpretata in termini dell'involuppo di rottura di Mohr-Coulomb. Tuttavia, a causa della sua eterogeneità e degli effetti di *interlocking*, confinamento e compressione, una completa caratterizzazione del rifiuto usando solamente i parametri di Mohr-Coulomb è impossibile (Van Impe e Squeglia, 1997).

Manassero et al. (1996) hanno definito i valori dei parametri c' e φ' , tramite la suddivisione, nel grafico $\sigma'_v - \tau$, in tre zone diverse (Fig. III-1):

- **zona A:** il rifiuto è descritto come puramente coesivo ($0 < \sigma'_v < 20$ kPa e $c' = 20$ kPa);
- **zona B:** corrisponde ad una zona di sforzo medio ($20 < \sigma'_v < 60$ kPa, $c' = 0$ kPa e $\varphi' = 38^\circ$);
- **zona C:** corrisponde ad una zona di grande sforzo ($\sigma'_v > 60$ kPa, $c' > 20$ kPa e $\varphi' = 30^\circ$).

Queste tre zone così definite possono variare a seconda delle caratteristiche specifiche del sito e delle condizioni del rifiuto.

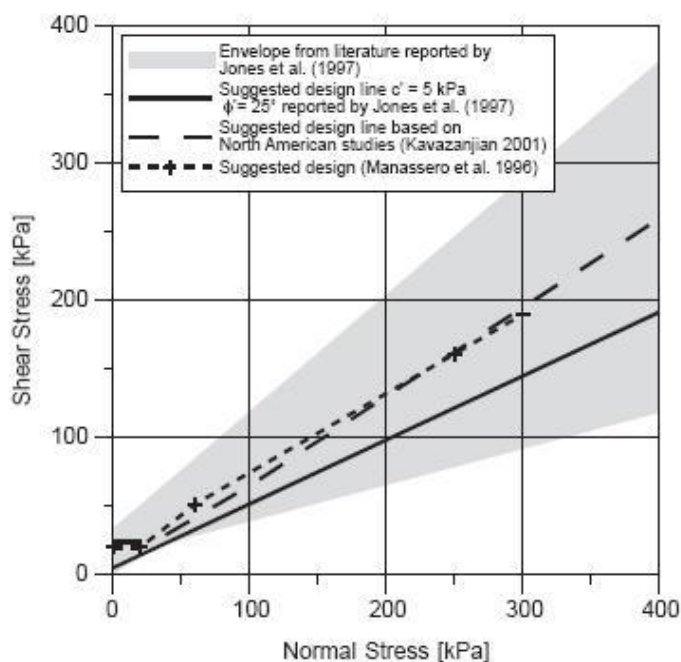


Fig. III-1. Resistenza a taglio dei rifiuti solidi urbani secondo Manassero et al. (1996).

La maggior parte dei suoli, i cui campioni sono stati sottoposti a prove triassiali, raggiunge il picco di resistenza a taglio per deformazioni vicine al 5%, mentre nei rifiuti solidi urbani la resistenza aumenta fino a deformazioni dell'ordine del 40%–50%. Questa differenza di comportamento si spiega solitamente con la presenza di materiale fibroso (plastiche, carta, cartoni, tessili), che non è possibile riscontrare, invece, per i suoli.

Il comportamento del cumulo di rifiuti alla resistenza a taglio può, dunque, essere assimilato a quello di un terreno rinforzato, dove le componenti fibrose forniscono questa resistenza; l'effetto di rinforzo delle fibre è considerato dipendente dall'entità dello sforzo verticale applicato. L'andamento della resistenza a taglio mobilitata viene solitamente riportato in letteratura. All'inizio del processo di resistenza, le fibre hanno un'influenza trascurabile nel corpo dei rifiuti; successivamente, al trascorrere del tempo, diventano sempre più determinanti nel garantire maggiore resistenza (Fig. III-2).

Grisolia et al. (1995b) hanno condotto alcune prove di compressione triassiale (di tipo consolidato–drenato) su tre campioni di rifiuto solido urbano, ricostruiti in laboratorio e consolidati con diverse pressioni: $\sigma_3 = 50$ kPa, $\sigma_3 = 100$ kPa, $\sigma_3 = 150$ kPa. In qualche caso, nonostante il valore elevato degli sforzi deviatorici e le deformazioni molto forti subite dal materiale, si sono raggiunte le condizioni di rottura connesse ad un effetto di plasticizzazione generale del materiale. Nel grafico correlante gli sforzi applicati alle deformazioni indotte, è stato possibile ottenere un comportamento abbastanza simile per tutti i casi. E' possibile distinguere, infatti, un primo tratto iniziale caratterizzato da andamento quasi lineare, seguito da un secondo tratto a pendenza maggiore (Fig. III-3). Con l'aumento della pressione di consolidazione, la deformabilità iniziale diminuisce ed il passaggio al secondo tratto arriva

per deformazioni minori. A questo punto, l'andamento degli sforzi verticali applicati riferito alle deformazioni indotte, si caratterizza, nei tre casi esaminati, dalla presenza di rette interpolatrici quasi parallele tra loro e con pendenze molto simili.

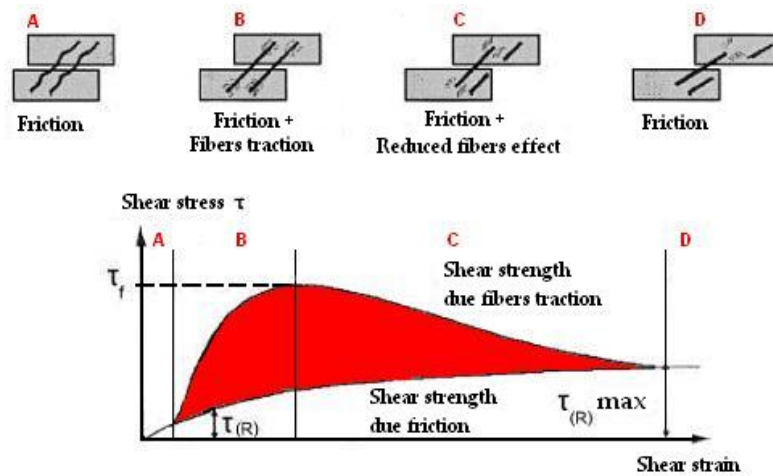


Fig. III-2. Effetto di rinforzo degli elementi fibrosi (adattata da Machado et al., 2008).

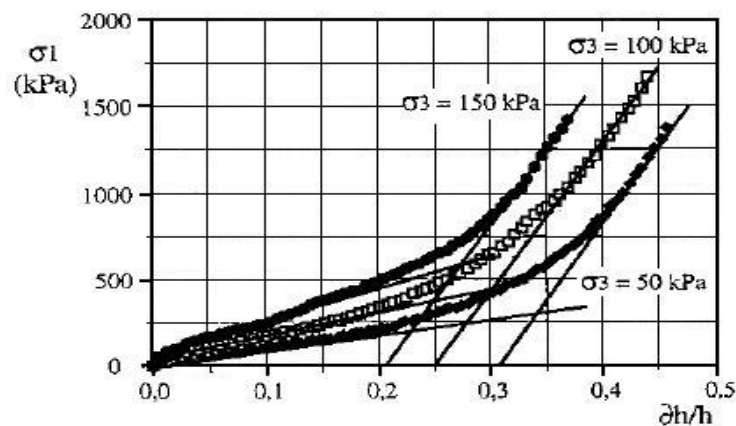


Fig. III-3. Prove triassiali (di tipo consolidate-drenate) su dei campioni di rifiuto solido urbano ricostruiti in laboratorio (Grisolia et al., 1995b).

Il comportamento meccanico dei rifiuti è sostanzialmente influenzato dalle deformazioni che il materiale subisce una volta caricato. Le prove fatte non hanno consentito di determinare i campi di plasticizzazione del materiale. E' privo d'interesse, dunque, esprimere la resistenza a taglio del materiale con dei parametri che derivano dalla definizione del modello rigido-plastico, abitualmente adottato nella meccanica delle terre.

I metodi usati nella determinazione della resistenza a taglio, generalmente, possono essere costosi o difficili da eseguire, data la complessità a relazionare questi parametri con il materiale di rifiuto che, per sua natura, è eterogeneo. Nella maggior parte dei casi, i parametri di rottura possono essere ottenuti a partire da:

- test di laboratorio (apparecchio a taglio diretto, apparecchio triassiale);
- test *in situ* (prove di rottura, prove penetrometriche statiche, prove in trincea);
- retro-analisi (a partire da fenomeni di rottura osservati su larga scala);

- modellazione su scala ridotta (prove su profili ricostruiti in laboratorio).

La maggior parte degli studi realizzati sulla resistenza a taglio è stata condotta su degli apparecchi di rottura a taglio e tramite retro-analisi. La letteratura fornisce dei valori di c' e di φ' per i rifiuti, secondo delle prove fatte in laboratorio o *in situ*, dimostrando una grande incertezza e variabilità di valori (Tab. III-1).

Tab. III-1. Esempi di valori dei parametri di resistenza a taglio presenti in letteratura.

Referenze	Parametri di resistenza a taglio		Metodo	Commenti
	c' (kPa)	φ' (°)		
Landva e Clark, 1986	19	42	Taglio diretto	Rifiuto vecchio
	16	38	Taglio diretto	Rifiuto vecchio
	16	33	Taglio diretto	Rifiuto vecchio
	23	24	Taglio diretto	Rifiuto triturato fresco
	10	33,6	Taglio diretto	Scarti di legno e miscele di rifiuto
Cowland et al., 1993	10	25	Retro-analisi	Trincea profonda scavata tra i rifiuti. Suggesto dagli autori
Del Greco e Oggieri, 1993	15,7	21	Taglio diretto	Test su rifiuti imballati. Balle di rifiuti a bassa densità
	23,5	22	Taglio diretto	Test su rifiuti imballati. Balle di rifiuti a densità più elevata
Golder Associates, 1993	0	41	Taglio diretto	Progetto di test specifici
Jessberger, 1994	7	38	Non dichiarato	Riporta Gay e Kaiser (1981)
	10	15	Retro-analisi	Riporta Spillmann (1980)
	10	17	Retro-analisi	Riporta Spillmann (1980)
	0	30	Stimato	Da osservazioni dirette
	7	42	Taglio semplice	Riporta Gay e Kaiser (1981). Rifiuto MSW vecchio di 9 mesi.
	28	26,5	Taglio semplice	Rifiuto MSW fresco. Riporta Gay e Kaiser (1981)
Fasset et al., 1994	10	23	Valore consigliato	Suggesto dagli autori
Kölsch, 1995	15	15	Valore consigliato	Suggesto dagli autori
	18	22	Valore consigliato	Suggesto dagli autori
Gabr e Valero, 1995	17	34	test CU	RSU degradato di 15-30 anni
Caceido et al., 2002	14	45	test CD	Rifiuto non triturato, vecchio di 1 anno
Vilar e Carvalho, 2004	20	22	test CD	RSU degradato di 15 anni
Reddy et al., 2009b	38	16	test CU	RSU fresco triturato
Bray et al., 2009	15	36	Taglio diretto	Valori medi suggestiti dagli autori
Reddy et al., 2011	18	11	test CU	Rifiuto fresco
Manassero et al., 2011	-	39	Test triassiale	Valori medi suggestiti dagli autori

Una grande variabilità di dati è possibile trovare in letteratura, soprattutto per bassi sforzi di confinamento (Manassero et al., 2011). Questo è dovuto principalmente al ruolo della pressione del biogas e dalla suzione indotta dalle condizioni non-sature, effetti che producono incertezze sui parametri di resistenza di Mohr-Coulomb. In un approccio pratico, è ragionevole richiamare le indicazioni di Kavazanjian et al. (1995) che suggeriscono valori di $c' = 24$ kPa e $\varphi' = 0$ per sforzi di confinamento $\sigma'_v \leq 30$ kPa; e $c' = 0$ e $\varphi' = 33^\circ$ per $\sigma'_v > 30$ kPa.

1.2 Rigidezza laterale

Le informazioni relative alla rigidezza laterale del materiale sono auspicabili per valutare le performances dei sistemi barriera posti sul pendio, dai quali dipende la stabilità e l'integrità stessa della discarica. I parametri per la determinazione della rigidezza laterale sono utilizzati per quantificare la risposta del materiale alla variazione dello sforzo applicato. Questi parametri sono solitamente correlati nella seguente relazione:

$$G = \frac{E}{2(1 + \nu)}$$

in cui G = modulo di rigidezza laterale (kPa), E = modulo di Young o di rigidezza secante (kPa) e ν = coefficiente di Poisson (-).

Le modalità di coltivazione, il tipo di rifiuto ed alcuni parametri fisici, come la densità e lo sforzo applicato, sono i fattori che maggiormente influenzano i valori di rigidezza.

La prova pressiométrica è la tecnica standard che viene solitamente utilizzata per misurare i parametri di rigidezza laterale nei terreni e può essere applicata, secondo procedure differenti, ai rifiuti (Dixon e Jones, 2005). Tramite questa prova, viene misurata la pressione richiesta per far dilatare un materiale deformabile e viene valutata l'espansione radiale della membrana deformabile presente nello strumento. I valori di rigidezza sono calcolati a partire dai cicli di carico e ricarico del materiale (Fig. III-4).

Generalmente, è possibile osservare una crescita della rigidezza laterale con l'aumento di sforzo verticale. Un rifiuto stagionato di 12–15 anni, ormai parzialmente degradato, sembra avere una resistenza laterale minore rispetto a un rifiuto fresco di 1–5 anni, probabilmente dovuta al fatto che il rifiuto maggiormente degradato presenta una composizione differente rispetto all'altro, vista la dipendenza della rigidezza laterale al grado di biodegradazione.

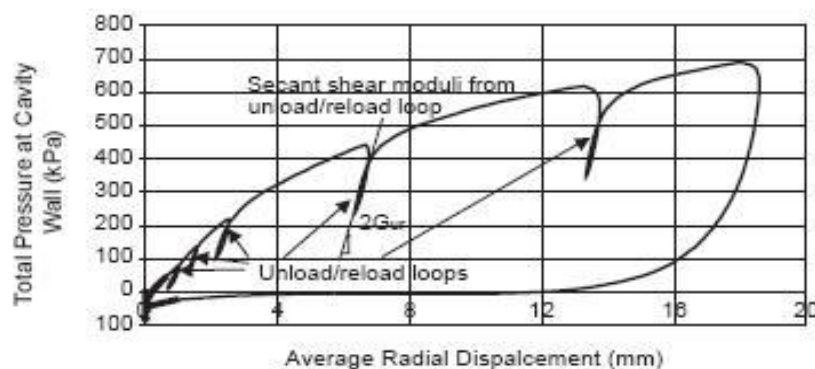


Fig. III-4. Esempio dei risultati ottenuti nei rifiuti tramite prova pressiométrica (Dixon e Jones, 2005).

1.3 Sforzo orizzontale

Il valore dello sforzo effettivo orizzontale σ'_h viene solitamente determinato secondo la seguente espressione:

$$\sigma'_h = K_0 \sigma'_v$$

con σ'_v = sforzo verticale effettivo (kPa) e K_0 = coefficiente di spinta a riposo (-).

Le misure di questo parametro applicate ai rifiuti sono abbastanza difficili da effettuare, poiché l'introduzione di uno strumento di misura nel corpo rifiuti può alterare significativamente i risultati. Le misure fatte in laboratorio, invece, possono solamente fornire un'indicazione del comportamento probabile su vera grandezza, anche se non riescono a riprodurre le condizioni *in situ*, come le dimensioni delle particelle del rifiuto e la loro struttura.

Landva et al. (2000) hanno condotto un importante studio sul coefficiente di spinta a riposo. Essi hanno trovato che la presenza di materiale fibroso all'interno del rifiuto, influenza sostanzialmente il coefficiente K_0 .

In particolare, nei test a breve termine, se il campione è relativamente ricco in materiale fibroso, i valori di K_0 sono bassi e si attestano attorno a 0,24; se il campione è relativamente povero in materiale fibroso, i valori di K_0 sono alti e si attestano attorno a 0,34 – 0,40.

A lungo termine, quando il materiale fibroso si degrada, il contenuto di fibra diminuisce, per cui il valore del coefficiente K_0 tende a salire nel tempo, assumendo valori attorno a 0,47 – 0,49.

Una valutazione dello sforzo orizzontale può essere fornita da prove pressiometriche effettuate nei campioni o *in situ*, ma spesso le prove sono perturbate dall'inserimento dell'apparecchio e dalla natura non omogenea del rifiuto. Tuttavia, i risultati ottenuti *in situ* dimostrano valori di superiori a quelli proposti da Landva et al. (2000).

1.4 Resistenza delle interfacce

La resistenza delle barriere d'interfaccia è molto importante a causa della possibilità di instabilità all'interno del corpo rifiuti (Mitchell et al., 1990).

La resistenza frizionale è caratterizzata da bassi angoli d'attrito e risulta influenzata dalla temperatura, dall'umidità, dalla natura e dalla geometria delle superfici di contatto. Anche la velocità di carico può essere influente, come nel caso di terremoti. Altre circostanze che possono contribuire alle modifiche della resistenza d'interfaccia sono dovute all'età e alla lisciviazione che, in questi casi, possono produrre un incremento d'attrito d'interfaccia.

La Tab. III-2, ricavata da Manassero et al. (2011), mostra una sintesi dei tipici angoli d'attrito d'interfaccia che si possono ottenere in discarica.

Tab. III-2. Tipici angoli d'attrito nelle interfacce delle barriere in discarica (Manassero et al., 2011).

Interfaccia	Angolo d'attrito a taglio ϕ' (°)
<i>Interfaccia geosintetico – suolo</i>	
Geomembrana HDPE – sabbia	15 – 28
Geomembrana HDPE – argilla	5 – 29
Geotessile – sabbia	22 – 44
Geocomposito bentonitico – sabbia	20 – 25
Geocomposito bentonitico – argilla	14 – 16
Geomembrana HDPE ad aderenza migliorata – ghiaia sferoidale	20 – 25
Geomembrana HDPE ad aderenza migliorata – sabbia	30 – 45
Geomembrana HDPE ad aderenza migliorata – argilla compattata	7 – 35 ($c' = 20 - 30$ kPa)
Geotessile – argilla	15 – 33
<i>Interfaccia geosintetico – geosintetico</i>	
Georete – geomembrana HDPE	6 – 10
Geomembrana HDPE – geotessile	8 – 18
Geotessile – georete	10 – 27
Geocomposito bentonitico – geomembrana HDPE ad aderenza migliorata	15 – 25
Geocomposito bentonitico – geomembrana HDPE	8 – 16
Geocomposito bentonitico	7 – 35 ($c' = 20 - 30$ kPa)
Georete – geomembrana HDPE ad aderenza migliorata	10 – 25
Geotessile – geomembrana HDPE ad aderenza migliorata	14 – 52

1.5 Deformabilità degli RSU

Dai risultati delle prove triassiali, è stato osservato che negli RSU la relazione sforzo-deformazione non mostra un picco di resistenza; il comportamento elastico si verifica anche su larghe deformazioni, senza però raggiungere la rottura. La relazione tra gli sforzi deviatorici e la deformazione assiale mostra un continuo irrigidimento del materiale. Con l'incremento degli sforzi di confinamento, l'irrigidimento del materiale diventa meno pronunciato, così come si verifica una riduzione nella deformazione volumetrica.

E' abbastanza conosciuto che nei suoli il picco di resistenza è raggiunto per deformazioni comprese tra 5% e 10%; tuttavia, negli RSU nessuna rottura è raggiunta, anche per deformazioni tra 40% e 50%. Questa differenza in comportamento può essere spiegata dalla presenza di materiale fibroso, così che non è possibile considerare la deformabilità come costante, ma dipendente dai livelli di sforzo e deformazione.

La fase solida del rifiuto può essere considerata, tuttavia, come un materiale composito consistente di due componenti: la matrice solida, il cui comportamento è simile ad un terreno, e le fibre. Se il ruolo delle fibre non è rilevante, per esempio a causa di pretrattamenti di triturazione, anche gli effetti vantaggiosi di rinforzo verranno meno.

2. CEDIMENTI DEI RIFIUTI NELLE DISCARICHE DI RSU

I cedimenti e le deformazioni che avvengono in discarica sono considerati come l'aspetto strutturale più rilevante e sono prodotti generalmente dalla compressibilità molto elevata dei rifiuti (Sowers, 1973). In analogia ai terreni, un cumulo di rifiuti è costituito da un insieme d'elementi indipendenti di differente natura e caratteristica, disposti in maniera da formare dei vuoti, più o meno ampi e continui, riempiti da gas o liquidi. L'acqua svolge un ruolo importante nelle caratteristiche di deformabilità degli elementi. Un contenuto d'acqua maggiore o minore può modificare sensibilmente le caratteristiche intrinseche di qualche materiale, per esempio la carta o i suoi derivati (Grisolia e Luciani, 1995). Inoltre, l'acqua può modificare le condizioni ambientali locali dalle quali dipende la velocità di degradazione della sostanza organica. La decomposizione della sostanza organica comporta necessariamente una riduzione di volume del cumulo di rifiuti, dovuta alla degradazione dei materiali, i quali, trovandosi inizialmente allo stato solido, si trasformano in liquidi e gas.

La conoscenza dei cedimenti permette di quantificare un volume addizionale per la discarica e, quindi, stoccare una quantità maggiore di rifiuti. La previsione dei cedimenti secondari è importante nell'ottica di una futura utilizzazione del sito dopo la sua chiusura (Ivanova et al., 2008a). La determinazione di questi non è semplice, perché spesso sono prodotti dall'effetto combinato del sovraccarico dei rifiuti, del *creep* e della componente biologica derivante dalla biodegradazione. Essi, inoltre, non sono distribuiti in maniera uniforme, ma differenziale. Le cause dell'origine di questi cedimenti differenziali sono dovute alla non uniformità delle caratteristiche del rifiuto, ai diversi spessori che i rifiuti possono avere nelle differenti zone e soprattutto alla loro età.

Il calcolo dei cedimenti rappresenta, dunque, un impegno difficile a causa del grande numero di variabili che partecipano a questo processo ed a molteplici effetti combinati che non sono facili da considerare tutti insieme (Elagroudy et al., 2008). Ad esempio, il cedimento indotto dalla degradazione biologica della sostanza organica continua per molti anni, anche dopo la chiusura del sito, e può provocare rotture considerabili nella copertura finale.

Una buona previsione dei cedimenti è utile anche per altri fini, ad esempio il dimensionamento del sistema di pozzi per la captazione del biogas. Questi pozzi, infatti, se non è stata condotta preliminarmente una corretta stima della deformabilità d'insieme, potrebbero essere sottoposti a delle anomale sollecitazioni o a dei sovraccarichi che possono compromettere facilmente la loro integrità e funzionalità.

La presenza della copertura giornaliera può portare il cumulo di rifiuti a deformarsi e a cedere maggiormente rispetto a quello di un sito senza copertura intermedia, in quanto la densità del primo risulta più elevata del secondo. I processi di migrazione delle particelle granulari costituenti la copertura giornaliera garantiscono una migliore stabilità d'insieme, utile soprattutto in previsione della futura sistemazione della copertura finale.

2.1 Compressibilità del rifiuto

Molti costituenti del cumulo dei rifiuti subiscono grandi deformazioni, anche sotto carichi moderati, a causa dell'alta compressibilità del materiale e dai suoi intrinseci cambiamenti biologici.

Generalmente parlando, la letteratura definisce i cedimenti degli RSU come il risultato della sovrapposizione di tre componenti: istantanea, primaria e secondaria.

Il cedimento istantaneo avviene appena il carico è applicato, ed è prodotto dalla deformabilità dello scheletro e dello spazio poroso; possono essere coinvolti i seguenti meccanismi:

- movimento relativo tra solidi;
- deformazioni volumetriche e a taglio degli elementi solidi;
- compressione volumetrica del gas;
- deformazione e snervamento degli elementi solidi snelli;
- rottura degli elementi solidi fragili.

La deformabilità d'insieme può essere ridotta in fase di deposito in discarica grazie a pretrattamenti meccanici di separazione, di triturazione e di compattazione dei rifiuti. Sotto l'azione di un sovraccarico, gli elementi fortemente deformabili (quali carta, tessili, plastica lamellare) e degradabili (sostanza organica) producono una diminuzione sostanziale del volume iniziale del cumulo di rifiuti (Fig. III-5a, Grisolia et al., 1995b). Durante questa fase, gli elementi inerti subiscono grandi spostamenti e tendono a disporsi secondo una struttura definitiva. I contatti tra questi elementi sono ancora in gran parte impediti dai materiali deformabili e dalla sostanza organica.

Le deformazioni che il cumulo di rifiuti subisce continuano ad essere considerabili e a prolungarsi nel tempo a causa delle lente deformazioni sotto carico costante (*creep*) ed alla trasformazione della sostanza organica compresa nei rifiuti, la quale subisce, nel tempo, una degradazione seguita da diminuzione di volume (Fig. III-5b). In particolare, la parte di cedimento secondario dovuta alla degradazione della sostanza organica solida è molto importante e può continuare per parecchi anni. Coduto e Huitric (1990) stimano questo cedimento dovuto alla degradazione di circa il 18–24% dello spessore totale del cumulo di rifiuti. Altri autori hanno dimostrato che il cedimento dovuto alla perdita dei solidi organici nella decomposizione biologica può essere, in certi casi, più significativa del cedimento visco-meccanico (Park et al., 2002).

L'entità di queste deformazioni dipende dalla natura e dalla quantità dei materiali a comportamento viscoso, dai sovraccarichi trasmessi e dalle condizioni ambientali che regolano la decomposizione della sostanza organica. Alla fine di tali processi, i contatti tra gli elementi inerti stabili possono essere ristabiliti, dando così al cumulo di rifiuti un comportamento che potrà definirsi del tutto simile a quello di un terreno naturale (Fig. III-5c).

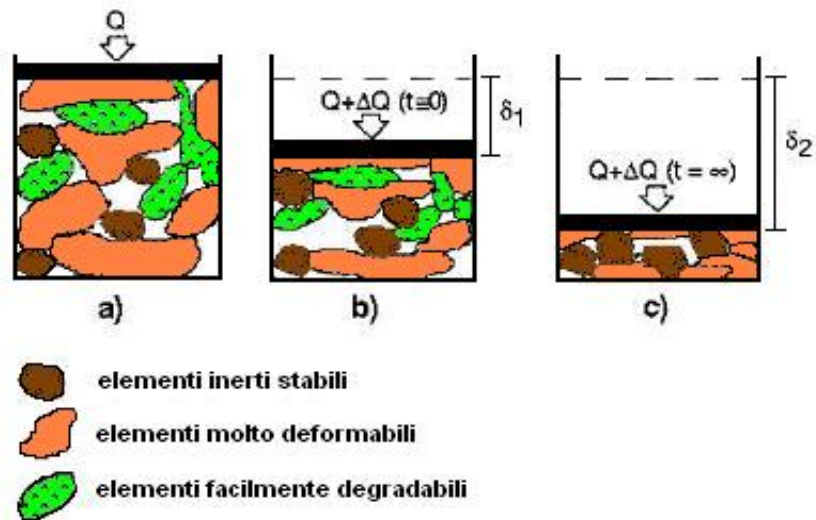


Fig. III-5a, b, c. Fasi di deformazione di un campione di rifiuto (adattata da Grisolia et al., 1995b).

La determinazione dello sforzo verticale avviene tramite l'utilizzo dei principi della meccanica delle terre, applicati al rifiuto. Definendo il peso di volume γ e la profondità z , considerata a metà dello strato elementare del rifiuto, è possibile calcolare lo sforzo verticale secondo le seguenti relazioni (rispettivamente, in forma continua e discreta):

$$\sigma_v = \int_0^h \gamma dz \quad \sigma_v = \sum_{i=1}^n \gamma_i z_i$$

I meccanismi che entrano in gioco durante i processi di cedimento sono descritti da molti autori in letteratura. In Tab. III-3 vengono riportati i meccanismi di compressione del rifiuto e i fattori che influiscono sui cedimenti secondo Manassero et al. (1996).

Tab. III-3. Meccanismi di compressione del rifiuto e fattori che influiscono sui cedimenti.

Meccanismi coinvolti nel cedimento	Fattori che controllano l'entità del cedimento
<ul style="list-style-type: none"> • Compressione fisica e <i>creep</i> (distorsione meccanica, piegamento, rottura e riorientamento delle particelle); • Cedimento prodotto dalla migrazione di piccole particelle nei vuoti presenti tra le particelle; • Collasso delle strutture e dei collegamenti tra le diverse componenti (cambiamenti chimico-fisici come corrosione e ossidazione); • Cedimenti prodotti dalla decomposizione (biodegradazione delle componenti organiche); • Cedimento sotto carico applicato dai rifiuti. 	<ul style="list-style-type: none"> • Composizione iniziale del rifiuto (forma delle particelle, proprietà materiali delle componenti, per es. metalli, carta); • Densità iniziale ed indice dei vuoti; • Spessore degli strati di rifiuto; • Tipo, spessore e numero degli strati di copertura intermedia; • Storia tensionale (trattamenti meccanici pre- e post-riempimento); • Livelli e fluttuazioni di percolato; • Fattori di controllo ambientale (contenuto d'umidità, temperatura, produzione di gas); • Grado di compressibilità.

2.1.1 Interventi per la riduzione della compressibilità iniziale dei rifiuti

I cedimenti nei cumuli di rifiuti possono produrre variazioni differenziali nelle pendenze di progetto della copertura finale, determinando anomali accumuli d'acqua piovana che, nei casi più critici, può portare al raggiungimento degli stati limite di rottura.

Alcuni interventi per la riduzione della compressibilità iniziale dei rifiuti sono i seguenti:

- adozione di pretrattamenti meccanici e/o biologici;
- sviluppo di adeguati sistemi di gestione del conferimento dei rifiuti; per esempio, utilizzando compattatori di peso variabile per la riduzione dello spessore iniziale degli strati di rifiuto;
- disposizione razionale e controllata dei differenti tipi di materiale; per esempio, utilizzando inerti stabili per creare elementi più rigidi nel cumulo;
- controllo dei processi riguardanti la decomposizione della sostanza organica.

2.2 Valutazione ed identificazione dei cedimenti nel periodo di vita di una discarica

Considerando i numerosi siti esistenti, la valutazione dei cedimenti, ben più complessa rispetto a quella dei siti recenti, è di primaria importanza nella prospettiva di una riabilitazione o di una riqualificazione di questi siti. Solitamente, il problema più importante riguarda la stabilizzazione meccanica dei rifiuti, funzione del loro stato di degradazione biologica e chimica.

Un'importante classificazione delle differenti fasi di vita di una discarica, considerando l'azione dei cedimenti, i principali interventi di gestione e monitoraggio e la scala temporale, è riportata in Tab. III-4 (IWWG, Conferenza di Toulouse, 2009). In tale classificazione, è possibile notare le quattro principali fasi che si sviluppano lungo un periodo di 100 anni:

- *operational period*;
- *post-operational period*;
- *aftercare*;
- *custodial care*.

La prima fase corrisponde solitamente al deposito dei rifiuti (*waste disposal*); i cedimenti dei rifiuti, invece, sono compresi totalmente nella seconda e nella terza fase. In Fig. III-6 è possibile vedere una schematizzazione dell'evoluzione dei cedimenti durante queste fasi.

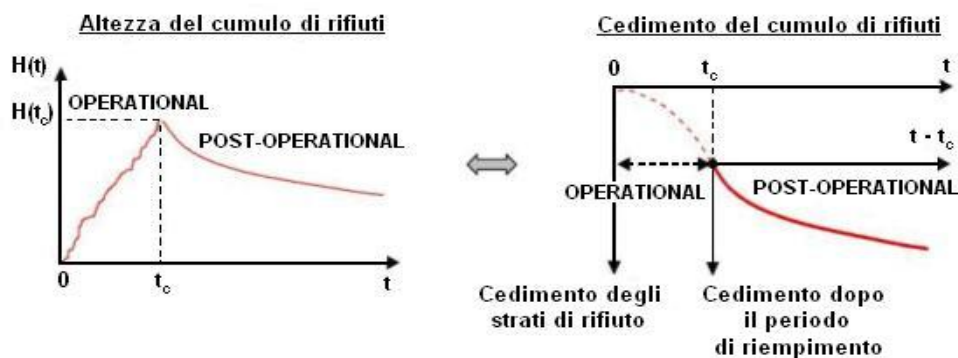


Fig. III-6. Evoluzione dell'altezza del rifiuto e del cedimento di superficie nel corso delle fasi di riempimento (*operational period*) e di post-riempimento (*post-operational period*).

Tab. III-4. Classificazione delle differenti fasi di vita di una discarica di RSU (IWWG, Conferenza di Toulouse, 2009).

Prima del deposito nel sito		Inizio conteggio della durata di vita della discarica			Fine: 30 anni		Dopo 30 anni
OPERATIONAL PERIOD		POST-OPERATIONAL PERIOD			AFTERCARE		CUSTODIAL CARE
PREPARATION	WASTE DISPOSAL	SETTLEMENT	CAPPING	C L O S U R E	POST-CLOSURE	C O M P L E T I O N	SITE OF RECREATION
<p>Pretrattamento meccanico (selezione, triturazione, compattazione dei rifiuti); pretrattamento anaerobico; umidificazione del rifiuto.</p>	<p>I rifiuti vengono conferiti in discarica e disposti, per strati, all'interno di un singolo settore di discarica. Gli strati di rifiuto sono sottoposti ad un sovraccarico crescente. Durante questa fase il rifiuto subisce una compressione immediata ed un cedimento primario.</p>	<p>Durante questa fase il rifiuto subisce un cedimento secondario costituito da una componente meccanica (dovuta al <i>creep</i>) e da una componente biologica (dovuta alla degradazione della sostanza organica).</p>	<p>Il cumulo di rifiuti viene confinato dalla barriera impermeabile costituita dalla copertura finale, che produce a sua volta un altro sovraccarico. Le funzioni alle quali devono attendere gli elementi costitutivi di una copertura sono molteplici: drenaggio degli effluenti gassosi, tenuta impermeabile, filtrazione, supporto della copertura vegetale, reintegro del paesaggio.</p>		<p>I cedimenti dovuti al <i>creep</i> e alla degradazione dei rifiuti continuano durante questo periodo. Al gestore incombe la responsabilità di assicurare il drenaggio ed il trattamento degli effluenti liquidi e gassosi e di vegliare sull'efficacia della copertura finale.</p>		<p>Quest'ultima fase corrisponde con la fine del periodo di sorveglianza dell'ultimo settore di discarica. A questo stadio, il rifiuto viene considerato come inerte ed i cedimenti sono supposti senza effetto sui progetti di riqualificazione del sito.</p>

2.3 I meccanismi del cedimento

Il rifiuto solido urbano è caratterizzato da una deformabilità che dipende dai seguenti fattori:

- la composizione iniziale del rifiuto;
- il contenuto in sostanza organica;
- l'età del rifiuto;
- la densità iniziale, la porosità e l'indice iniziale dei vuoti;
- le modalità di messa in opera dei rifiuti;
- la densità di compattazione;
- l'altezza finale del cumulo di rifiuti;
- la quantità di materiale utilizzato per la copertura giornaliera;
- la produzione di percolato, il suo livello sulla barriera impermeabile di fondo e la permeabilità idraulica nel cumulo di rifiuti;
- l'umidità ed il contenuto d'acqua;
- la velocità di degradazione della sostanza organica;
- la temperatura;
- la produzione di biogas.

Il rifiuto si deforma e cede a causa del peso proprio e per l'azione di sovraccarichi esterni, come:

- ulteriori strati di rifiuti;
- la copertura finale;
- eventuali costruzioni successive, durante la fase di riutilizzazione del sito.

2.4 Processi che caratterizzano i cedimenti degli RSU

La distinzione in differenti processi caratterizzano i cedimenti degli RSU segue le indicazioni di Sowers (1973), uno dei primi autori ad aver applicato le leggi della geotecnica e della meccanica delle terre ai rifiuti. Sowers ha individuato quattro principali meccanismi alla base dei cedimenti del cumulo di rifiuti:

- 1) compressione meccanica;
- 2) migrazione graduale delle particelle;
- 3) cambiamenti chimico-fisici;
- 4) degradazione biochimica.

A partire da questa classificazione iniziale, è possibile analizzare in dettaglio questi meccanismi, considerando anche l'apporto dato dalla letteratura, in tale ambito, negli anni successivi (Sivakumar Babu et al., 2010).

Processi fisici e meccanici

La componente meccanica è legata all'applicazione di un sovraccarico o all'effetto del peso proprio del rifiuto. Questa comporta, come per tutti i mezzi granulari, una distorsione delle particelle e un riorientamento delle diverse componenti del rifiuto. In maniera del tutto

analogia a certi terreni fini, questi fenomeni possono prolungarsi, sotto carico costante, nel corso di periodi molto lunghi (*creep*).

Processi chimici

Si tratta della corrosione dei materiali ferrosi e, eccezionalmente, di fenomeni d'ossidazione e di combustione. L'azione derivante dalle trasformazioni fisico-chimiche interviene, generalmente, in maniera marginale rispetto alla degradazione biochimica. Questo processo è molto lungo e ancora poco conosciuto. I suoi effetti portano alla riduzione delle dimensioni delle componenti del rifiuto e alla liberazione di spazi precedentemente occupati.

Decomposizione biologica di materia organica nel tempo

La decomposizione sia aerobica che anaerobica della sostanza organica del rifiuto, produce un trasferimento di massa dalla fase solida a quella gassosa e liquida. Tenuto conto della ripartizione ineguale dell'acqua nel rifiuto, che non garantisce un'assimilazione totale del substrato organico da parte dei microrganismi, questa perdita di massa solida supera raramente il 20% dopo 30 anni (ADEME-LIRIGM, 2005). Il riempimento dello spazio libero è, tuttavia, solamente parziale, a causa della struttura molto eterogenea del materiale.

Processi dissolutivi

La degradazione del rifiuto si accompagna, oltre alla perdita di massa, ad una diminuzione della dimensione caratteristica delle sue componenti. Ciò provoca una sorta di vagliatura delle particelle degradate attraverso i macropori, meccanismo che risulta accentuato dalle vibrazioni. Il fenomeno dipende in gran parte dalla composizione del rifiuto e dalla dimensione dei suoi elementi. L'acqua che percola attraverso i residui fa aumentare questa migrazione degli elementi fini verso i vuoti aperti. Tali meccanismi possono interagire tra loro: ad esempio, la compressione meccanica influisce sul regime delle percolazioni mentre la degradazione biochimica comporta una vagliatura accresciuta.

Queste quattro componenti, tuttavia, non sono semplici da valutare separatamente. Per questo motivo, si è preferito considerare il fenomeno del cedimento non tanto distinto nelle summenzionate componenti, ma secondo la sua evoluzione nel tempo. Pertanto, è ormai divenuta pratica comune, in letteratura, suddividere il cedimento totale in una componente istantanea, primaria e secondaria.

2.4.1 Cedimento istantaneo

Il cedimento istantaneo ha inizio immediatamente all'applicazione del carico (Dixon e Jones, 2005). La natura di questo tipo di cedimento è puramente meccanica ed indipendente dal tempo. Alcuni autori attribuiscono il fenomeno della compressione immediata agli effetti della non-saturazione del rifiuto: la presenza d'aria in qualche parte della struttura, ad esempio nei vuoti interparticellari, rende il rifiuto compressibile e perciò immediatamente deformabile (Watts e Charles, 1999). La previsione di tali cedimenti può essere molto difficoltosa, sia per l'eterogeneità del materiale stesso che in conseguenza di pretrattamenti in grado di modificare la natura fisica e meccanica del rifiuto originario (Manassero et al., 1996).

2.4.2 Cedimento primario

Il cedimento primario rappresenta l'effetto di una compressione ritardata per la presenza di liquido e di gas all'interno dei rifiuti. Tuttavia, se il contenuto del fluido è basso, come avviene generalmente nell'ambito degli RSU, la componente primaria è poco significativa e si espleta integralmente nell'arco del primo mese dall'applicazione del carico (Olivier e Gourc, 2007).

Il principale sovraccarico è rappresentato dal peso proprio del cumulo, che caratterizza il suo cedimento durante la fase di riempimento. L'azione di tale sovraccarico viene valutata monodimensionalmente, lungo la verticale, trascurando le componenti orizzontali: ad un incremento dello sforzo verticale effettivo $\Delta\sigma'_v$, segue un corrispettivo incremento di deformazione $\Delta\varepsilon_v$. Gli sforzi sono assunti effettivi, per il rifiuto fresco, poiché esso si trova spesso nelle condizioni tipiche di basso contenuto d'acqua; le deformazioni, invece, sono assunte manifestarsi immediatamente dall'applicazione del carico.

Il parametro che definisce il rapporto tra sforzo e deformazione è il modulo elastico E (kN/m^2):

$$E = \frac{\Delta\sigma'_v}{\Delta\varepsilon_v} \quad \Delta\sigma'_v = E \frac{\Delta h}{h_0} \quad E = \frac{1}{m_v}$$

in cui m_v = coefficiente di compressibilità (m^2/kN).

Durante la fase di deposito dei rifiuti, quando lo spessore del cumulo aumenta, la rigidità stessa del rifiuto cresce con la profondità. Il modulo di elasticità, pertanto, non è costante, ma dipende dal livello di sforzo medio agente su uno strato di rifiuto.

La compressione di ogni strato può essere calcolata separatamente, utilizzando un valore di E_i diverso per ogni strato: la compressione primaria totale sarà data, perciò, dalla somma delle compressioni primarie agenti per ogni singolo strato. Il cedimento primario è espresso secondo la relazione:

$$\Delta h_p = \sum_{i=1}^n \frac{h_i \Delta\sigma'_v}{E_i}$$

in cui h_i = altezza del singolo strato di rifiuto (m).

In realtà il criterio di calcolo adottato non è del tutto adatto alla valutazione della compressibilità del cumulo di rifiuti; infatti, nell'espressione summenzionata figura il modulo E che, dipendendo dal livello della tensione verticale, non può essere assunto costante. La corretta valutazione della compressibilità e, quindi, dei cedimenti del cumulo deve fare riferimento a parametri, come per esempio l'indice di compressione C_c , che rimangano costanti con il livello della tensione di confinamento. Così facendo si assume che il cedimento primario dipenda dal fenomeno di consolidazione, in maniera del tutto analoga ai terreni e supponendo il rifiuto come un mezzo poroso monodimensionale.

Le relazioni di riferimento sono le stesse che vengono usate in geotecnica, proposte da Terzaghi:

$$\frac{\Delta h_p}{h_0} = \frac{\Delta e_p}{1 + e_0} \quad C'_c = C_c \frac{1}{1 + e_0}$$

$$\frac{\Delta h_p}{h_0} = C'_c \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma'}{\sigma'_0} \quad \Delta e_p = C_c \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma'}{\sigma'_0}$$

in cui C'_c , C_c = coefficiente ed indice di compressione primaria, e_0 = indice dei vuoti iniziale di un campione di altezza h_0 (m) sottoposto ad un carico iniziale σ'_0 (kPa), Δe_p = differenza dell'indice dei vuoti tra fine cedimento primario e stato iniziale, e $\Delta\sigma'$ = incremento di sforzo dovuto all'azione di un sovraccarico (kPa).

Questo risulta valido per un campione di terreno, o di rifiuto, normal consolidato, ovvero non avente mai subito uno sforzo effettivo superiore a σ'_0 , durante la propria storia tensionale. Se si definisce con σ'_c lo sforzo di preconsolidazione del rifiuto (kPa), ci si mette dunque nelle condizioni in cui $\sigma'_0 > \sigma'_c$.

Viceversa, per un campione di terreno, o di rifiuto, sovraconsolidato, ovvero avente subito uno sforzo di preconsolidazione superiore allo sforzo effettivo $\sigma'_0 + \Delta\sigma'$ attuale ($\sigma'_0 + \Delta\sigma' < \sigma'_c$), l'equazione precedentemente menzionata assume la seguente forma:

$$\frac{\Delta h_p}{h_0} = C_R \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma'}{\sigma'_0}$$

Infine, nel caso generale di un campione di terreno, o rifiuto, preconsolidato sotto uno sforzo effettivo σ'_c ma sottoposto ad un incremento di sforzo tale per cui: $\sigma'_0 < \sigma'_c$ e $\sigma'_0 + \Delta\sigma' > \sigma'_c$, si ottiene:

$$\frac{\Delta h_p}{h_0} = C_R \log \frac{\sigma'_c}{\sigma'_0} + C'_c \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma'}{\sigma'_c}$$

I coefficienti di ricomprensione C_R e di compressione primaria C'_c sono considerati come dei parametri intrinseci al materiale ed indipendenti dallo stato di sforzo agente.

Il decorso dei cedimenti nel tempo può essere determinato usando le seguenti relazioni, proposte da Terzaghi:

$$T_v = c_v \frac{t}{H_{dr}^2} \quad c_v = K_w \frac{E_{edom}}{\gamma_w}$$

in cui T_v = fattore adimensionale di tempo (-), t = tempo trascorso dall'inizio della prova (giorni), H_{dr} = massima lunghezza di drenaggio (m), c_v = coefficiente di consolidazione ($m^2/giorni$), K_w = permeabilità idraulica del rifiuto ($m/giorni$), E_{edom} = modulo edometrico (kPa), $\Delta\sigma'_v$ = incremento di sforzo verticale effettivo (kPa) e $\Delta\varepsilon_v$ = incremento di deformazione verticale corrispondente (-).

Le ipotesi sono quelle di Terzaghi (1943):

- la deformazione ed il moto dell'acqua sono monodimensionali;
- la legge costitutiva è quella del mezzo elastico;
- il carico è applicato istantaneamente;
- la fase solida e la fase liquida sono incompressibili;
- le deformazioni sono infinitesimali;
- la legge sforzo-deformazione è lineare;
- la permeabilità idraulica è costante nel tempo;
- la legge di Darcy è valida.

La consolidazione primaria è considerata terminata quando le pressioni dei pori non cambiano più nel tempo.

2.4.3 Cedimento secondario

Il cedimento secondario, che avviene sotto una tensione effettiva costante, è associato al *creep* meccanico ed ai processi di degradazione biologica della sostanza organica, cui fa seguito la produzione di percolato e di biogas. La prima componente, dipendente dal tempo, è dovuta alla rottura ed al riorientamento delle particelle più grosse e alla migrazione graduale delle particelle fini; la seconda, implica le modifiche dei contatti dovute ai cambiamenti della resistenza, con conseguente collasso delle componenti del rifiuto e la trasformazione della materia solida organica in biogas e percolato.

La componente biologica del cedimento può comportare tempi molto lunghi fino alla completa stabilizzazione del rifiuto (Ivanova et al., 2008a). Essa ha origine dall'attività batterica all'interno delle discariche e può essere influenzata da molteplici fattori: la composizione iniziale del rifiuto, il pH, la temperatura, il contenuto d'acqua, la quantità di sostanza organica, lo sforzo verticale applicato.

La compressione secondaria viene determinata, generalmente, secondo la seguente relazione logaritmica:

$$\Delta h_s = C_{ae} h_p \log \frac{t}{t_p} \quad \text{con } C_{ae} = \frac{\Delta \varepsilon}{\log t_2 - \log t_1}$$

in cui t = tempo comprendente la fase di degradazione (anni), t_p = tempo di fine compressione primaria (anni), C_{ae} = coefficiente di compressione secondaria, e t_1, t_2 = tempo iniziale e finale in un generico intervallo (anni).

La relazione riferita al cedimento secondario viene ricavata dalle seguenti espressioni:

$$\Delta e_s = C_\alpha \log \frac{t}{t_p} \quad \frac{\Delta h_s}{h_p} = \frac{\Delta e_s}{1 + e_p} \quad C_{ae} = C_\alpha \frac{1}{1 + e_p}$$

in cui h_p = spessore dello strato di rifiuto (m), al tempo t_p (chiamato anche t_{100} in meccanica delle terre) corrispondente alla fine della consolidazione primaria, e_p = indice dei vuoti alla fine della compressione primaria, C_{ae} e C_α = coefficiente e indice di compressione secondaria. Il coefficiente C_{ae} è considerato come un parametro intrinseco del materiale; pertanto, si ammette che sia indipendente dal carico applicato.

Considerando unitariamente il cedimento primario con quello secondario, è possibile formulare la tipica relazione per il cedimento totale:

$$\frac{\Delta h}{h_0} = C_R \log \frac{\sigma'_c}{\sigma'_0} + C'_c \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_c} + C_{ae} \log \frac{t}{t_p}$$

La Tab. III-5, ricavata da Andersen et al. (2004), presenta una sintesi dei dati di compressibilità dei rifiuti.

Tab. III-5. Dati sulla compressibilità del rifiuto (Andersen et al., 2004).

Riferimento	Coefficiente di compressione primaria	Coefficiente di compressione secondaria
Sowers, 1973	0,100 – 0,410	0,020 – 0,070
Rao et al., 1977	0,160 – 0,235	0,012 – 0,046
Landva et al., 1984	0,200 – 0,500	0,0005 – 0,029
Oweis e Khera, 1986	0,080 – 0,217	–
Bjarngard e Edgers, 1990	–	0,004 – 0,040
Wall e Zeiss, 1995	0,210 – 0,250	0,033 – 0,056
Gabr e Valero, 1995	0,200 – 0,230	0,015 – 0,023
Boutwell e Fiore, 1995	0,090 – 0,190	0,006 – 0,012
Stulgis et al., 1995	0,160	0,020
Green e Jamenjad, 1997	–	0,010 – 0,080
Kavazanjian et al., 1999	0,185 – 0,235	–
Landva et al., 2000	0,170 – 0,240	0,010 – 0,016
Andersen et al., 2004	0,170 – 0,230	0,024 – 0,029
Durmusoglu et al. 2006	0,128 – 0,260	0,043 – 0,083
Olivier e Gourc, 2007	0,190 – 0,240	0,050 – 0,350

2.5 Altre classificazioni e considerazioni sui cedimenti

2.5.1 Classificazione dei cedimenti secondo Grisolia et al. (1995a)

Grisolia et al. (1995a) hanno proposto una suddivisione dei cedimenti in cinque diverse parti:

- compressione immediata: deformazione iniziale immediata con riduzione della macroporosità a causa dell'aggiustamento dei materiali molto deformabili;
- compressione primaria: aggiustamento degli elementi molto deformabili;
- cedimento secondario intermedio: nel primo stadio di cedimento secondario, il cedimento è prodotto soprattutto dalle interazioni meccaniche, dovute ad un ritardo della compressione del rifiuto e a deformazioni lente e, in minima parte, dall'inizio della degradazione organica;
- cedimento secondario a lungo termine: in cui le velocità di cedimento sono molto elevate, probabilmente dovute agli effetti aggiunti della degradazione della frazione maggiormente biodegradabile del rifiuto;
- cedimento secondario residuo: il cedimento è prodotto dalla deformazione residua del rifiuto, dovuta sia al riorientamento meccanico ritardato, sia alla degradazione ritardata delle componenti organiche che erano più resistenti ai primi stadi di cedimento secondario.

Gli autori hanno, dunque, proposto una classificazione del cedimento che comprende la componente meccanica iniziale, immediata e primaria, e tre differenti stadi di cedimento secondario (Fig. III-7).

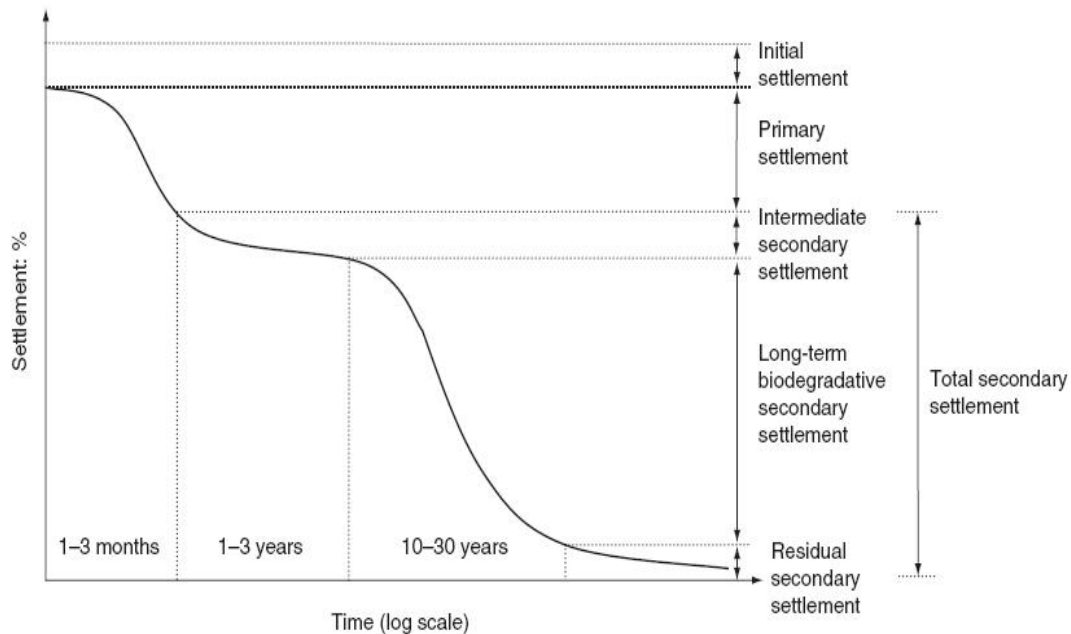


Fig. III-7. Grafico di rappresentazione dei cedimenti del rifiuto nel tempo (Grisolia et al., 1995a).

2.5.2 Classificazione dei meccanismi di cedimento secondo Watts e Charles (1999)

Una classificazione interessante, proposta da Watts e Charles (1999), e ripresa in seguito da Powrie et al. (2009), unisce i principali meccanismi che caratterizzano il rifiuto alle tre fasi “tradizionali” di cedimento (Tab. III-6). I meccanismi sono i seguenti:

- a) riarrangiamento della matrice solida causato da fenomeni di scivolamento (sliding), riorientamento, distorsione delle particelle quando lo sforzo verticale aumenta durante la compattazione del rifiuto. Tutto ciò è identico alla compressibilità normalmente considerata nella meccanica delle terre: si assume che le variazioni di volume totale siano legate a dei cambiamenti dell'indice dei vuoti, causati sia dalla distorsione delle particelle, sia da un riarrangiamento conseguente ad un loro scivolamento. Se il rifiuto non è saturo o molto permeabile, il cedimento indotto da questi meccanismi viene prodotto a partire dall'applicazione del carico. Se il rifiuto, invece, è saturo o poco permeabile, la velocità di cedimento può essere limitata dalla velocità di riduzione dei vuoti e, dunque, dalla velocità di fuga dell'acqua dai pori (fenomeno di consolidamento dei terreni);
- b) compressione del fluido interstiziale, già considerata nella meccanica dei terreni saturi, ma può essere importante anche nei terreni non saturi;
- c) compressione (crushing) delle particelle di rifiuto, già considerata nella meccanica dei terreni saturi;
- d) rottura (breakage) delle particelle, quando lo sforzo aumenta, o ammorbidimento (softening) dei contatti tra particelle, dovuto ad un collasso della struttura;
- e) degradazione dovuta alla decomposizione ed ai processi fisico-chimici come l'ossidazione e la corrosione del rifiuto a lungo termine;
- f) creep, cedimento a lungo termine sotto carico costante;

g) migrazione graduale (ravelling) delle particelle fini verso i vuoti più grandi, che costituisce un meccanismo a sé stante, ma sempre compreso tra i meccanismi di cedimento bio-meccanico.

Tab. III-6. Principali meccanismi di cedimento e loro classificazione (Powrie et al., 2009).

Tipo di cedimento	Meccanismi principali	Meccanismi secondari
Compressione immediata	b) compressione del fluido interstiziale	a) riarrangiamento della matrice solida, scivolamento (<i>sliding</i>), riorientamento, distorsione; c) compressione (<i>crushing</i>) delle particelle; d) rottura, ammorbidimento dei contatti (<i>softening</i>).
Cedimento primario	a) riarrangiamento della matrice solida, scivolamento (<i>sliding</i>), riorientamento, distorsione	c) compressione (<i>crushing</i>) delle particelle; d) rottura, ammorbidimento dei contatti (<i>softening</i>).
Cedimento secondario	e) degradazione f) <i>creep</i>	g) migrazione graduale delle particelle (<i>ravelling</i>).

2.5.3 La compressione delle particelle di rifiuto secondo altri autori

Le particelle possono essere ridotte di volume in seguito ad una compressione della fase solida o della fase gassosa compresa all'interno dei pori del mezzo poroso, dovuta ad un incremento della pressione o dello sforzo effettivo.

La relazione proposta da Terzaghi (1943), ormai alla base della meccanica delle terre, spiega come gli sforzi verticali totali siano dati dalla somma di sforzi verticali effettivi, agenti direttamente sullo scheletro solido del mezzo poroso, più l'azione della sovrappressione dell'acqua presente all'interno dei pori:

$$\sigma_v = \sigma'_v + \Delta u$$

in cui σ'_v = sforzo verticale effettivo (kPa), σ_v = sforzo verticale totale applicato (kPa) e Δu = incremento di pressione del fluido nei pori del mezzo poroso (kPa).

La diminuzione della fase solida nel mezzo poroso costituito dal rifiuto, in rapporto a quella iniziale, può essere espressa secondo la seguente relazione (Powrie et al., 2009):

$$K = \frac{\Delta u}{\left(\frac{-\Delta V_{s0,u}}{V_{s0}} \right)} \quad \frac{-\Delta V_{s0,u}}{V_{s0}} = \frac{\Delta u}{K}$$

(Riduzione della fase solida dovuta alla pressione interstiziale)

in cui V_{s0} = volume iniziale della fase solida (m^3), $-\Delta V_{s0,u}$ = variazione, intesa come diminuzione, del volume della fase solida dovuta all'incremento della pressione del fluido (m^3) e K = modulo volumetrico del materiale (kPa).

Powrie et al. (2009) suppongono che una parte della compressione delle particelle della fase solida $-\Delta V_{s0,u}$ sia dovuta ad un incremento dello sforzo effettivo $\Delta\sigma'_v$, correlata mediante il parametro A (kPa^{-1}):

$$\frac{-\Delta V_{s0,\sigma}}{V_{s0}} = A\Delta\sigma'_v$$

(Riduzione della fase solida dovuta allo sforzo effettivo)

La riduzione globale di volume della fase solida può essere, dunque, espressa secondo la relazione seguente:

$$\frac{-\Delta V_{s0}}{V_{s0}} = \frac{\Delta u}{K} + A\Delta\sigma'_v$$

(Riduzione globale di volume della fase solida)

La conseguenza principale di questa relazione è che, se il rifiuto è saturo, è possibile osservare un cedimento immediato come risultato della compressione delle particelle.

Un'espressione della compressione del gas presente nelle particelle della fase solida ΔV_{g0} è proposta da Hudson et al. (2004), in relazione all'incremento di pressione Δp :

$$\frac{-\Delta V_{g0}}{V_{g0}} = \left\{ \frac{(p_0 + 100)}{(p + 100)^2} \right\} \Delta p$$

in cui V_{g0} = volume iniziale di gas presente nella fase solida (m^3), p = pressione del gas nelle particelle (kPa) e p_0 = pressione di riferimento quando viene misurata V_{g0} (kPa).

La pressione p del gas presente nelle particelle che costituiscono la fase solida, può dipendere dallo sforzo effettivo σ'_v , dalla pressione interstiziale dell'acqua u_w e dalla pressione del gas contenuto nei pori u_g . La relazione tra la pressione interna del gas p e gli sforzi e pressioni esterni è complessa, ma Hudson et al. (2004) propongono una formula semplice, per render conto di tutte le dipendenze:

$$\Delta p = B\Delta\sigma'_v + C\Delta u_w + D\Delta u_g$$

L'impatto potenziale della compressibilità delle particelle nell'applicazione del concetto di sforzo effettivo per l'analisi della meccanica dei rifiuti è stato studiato da Powrie e Beaven (1999), conducendo delle prove a Southampton e dimostrando la validità della formula seguente (per un rifiuto saturo, in condizioni ideali):

$$\sigma'_v = \sigma_v - Au_w$$

in cui u_w = pressione dell'acqua tra i pori (kPa) mentre A = parametro adimensionale, solitamente compreso tra i valori 0,19–0,57, che dipende dalla compressibilità relativa alla matrice di suolo corrispondente.

3. MODELLAZIONE ANALITICA DEI CEDIMENTI DEGLI RSU

Attualmente esistono modelli di previsione dei cedimenti dei rifiuti che possono essere classificati secondo le seguenti tipologie:

- modelli derivanti dalla meccanica delle terre (*soil mechanics models*); ad esempio, il modello di Sowers (1973), di Bjarngard e Edgers (1990) e di Hossain e Gabr (2005);
- modelli empirici; ad esempio, il modello di Yen e Scanlon (1975), di Edil et al. (1990), di Coumoulos e Koryalos (1997) e di Ling et al. (1998);
- modelli reologici; ad esempio, il modello di Gibson e Lo (1961);
- modelli costitutivi; ad esempio, il modello di Machado et al. (2008) e di Sivakumar Babu et al. (2010);
- modelli incorporanti la biodegradazione; ad esempio, il modello di Park e Lee (1997), di Hettiarachchi et al. (2003, 2009), di Marques (2001) e di Marques et al. (2003).

A seguito, vengono descritti i più importanti modelli presenti in letteratura.

3.1 Modello di Gibson e Lo (1961)

Gibson e Lo (1961) hanno fornito uno dei primi modelli di deformazione dei corpi naturali e del loro metodo di rappresentazione, basato su studi reologici. Il cedimento primario dello scheletro solido, supposto unitario con quello istantaneo, viene rappresentato da una molla di Hooke, di costante elastica a , indipendente dallo sforzo di compressione $\Delta\sigma'_v$. Il cedimento secondario, invece, viene modellato mediante un elemento di Kelvin, costituito da una molla di Hooke in parallelo con un ammortizzatore di Newton, di viscosità λ/b (Fig. III-8). L'espressione per il calcolo del cedimento in funzione del tempo, è la seguente:

$$\Delta h(t) = h\varepsilon(t) = h\Delta\sigma'_v \left[a + b \left(1 - e^{-\frac{\lambda}{b}t} \right) \right]$$

in cui $\Delta h(t)$ = cedimento osservato al tempo t (m); h = altezza iniziale dello strato di rifiuti (m); $\varepsilon(t)$ = deformazione verticale al tempo t (-); $\Delta\sigma'_v$ = incremento di sforzo effettivo verticale (kPa), dipendente da altezza, densità e carichi esterni; a = parametro di compressione primaria (kPa^{-1}); b = parametro di compressione secondaria (kPa^{-1}); λ/b = velocità di compressione secondaria (giorni^{-1}), mentre t = tempo trascorso dall'applicazione dello sforzo (giorni). La Tab. III-7 riporta i valori tipici dei parametri del modello.

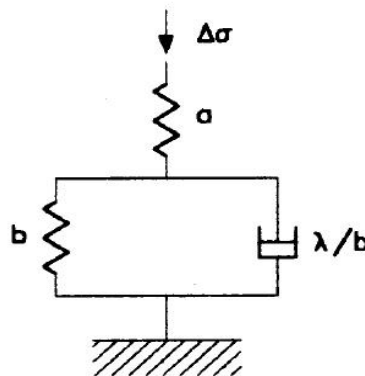


Fig. III-8. Schematizzazione del modello reologico di Gibson e Lo (1961).

Tab. III-7. Valori tipici dei parametri del modello di Gibson e Lo (1961).

Parametro	Valore tipico	secondo El Fadel et al., 1999a
a	$8,0 \times 10^{-5} - 1,0 \times 10^{-4}$ (kPa ⁻¹)	$1,0 \times 10^{-4}$ kPa ⁻¹
b	$2,0 \times 10^{-3} - 1,6 \times 10^{-2}$ (kPa ⁻¹)	$3,1 \times 10^{-3}$
λ/b	$1,4 \times 10^{-4} - 9,0 \times 10^{-4}$ (giorni ⁻¹)	$9,0 \times 10^{-4}$

Quando l'incremento di sforzo $\Delta\sigma'_v$ agisce sul modello, la molla di Hooke si comprime immediatamente, simulando la fase di compressione primaria. La compressione dell'elemento di Kelvin è ritardata dalla presenza dell'ammortizzatore idraulico di Newton. Questo ammortizzatore inizialmente supporta una quota dello sforzo $\Delta\sigma'_v$ e trasferisce progressivamente il suo carico sulla molla disposta in parallelo. Alla fine del processo, se si suppone il tempo t tendere all'infinito, l'incremento di sforzo totale è sostenuto dalle due molle, simulando la fase di compressione secondaria, espressa dal termine $b\Delta\sigma'_v$. I valori di a e λ/b variano a seconda del sito e possono essere stimati mediante analisi particolari oppure dedotti da osservazioni.

Park et al. (2002) propongono un metodo di risoluzione di tale modello, a partire da un sistema a tre incognite (a , b , λ) e analizzando il grafico logaritmico della velocità di deformazione ($\log \Delta\varepsilon/\Delta t$) rapportato al tempo (t). La pendenza della retta e l'ordinata all'origine della retta che interpola i dati permette di trovare i valori di b e λ , secondo le relazioni:

$$\text{Pendenza della retta} = -0,434(\lambda/b)$$

$$\text{Ordinata all'origine della retta} = \log_{10} (\Delta\sigma'_v \lambda)$$

Il parametro di compressione primaria a viene, quindi, ottenuto per sostituzione del valore t_p (tempo di fine compressione primaria) e della corrispondente deformazione $\varepsilon(t_p)$ nell'equazione generale:

$$a = \frac{\varepsilon(t_p)}{\Delta\sigma'_v} - b \left(1 - e^{-\frac{\lambda}{b} t_p} \right)$$

3.2 Modello di Sowers (1973)

Il modello proposto da Sowers riprende la teoria della compressione edometrica usata per i terreni argillosi, a deformazione laterale trascurabile, con la variante della sua applicazione ai rifiuti. Il cedimento dei rifiuti viene decomposto in un primo cedimento, dovuto alla compressione primaria, ed in un secondo, provocato dalla deformazione viscosa e dalla degradazione della sostanza organica.

La compressione primaria è legata principalmente all'espulsione d'acqua e dei gas presenti nei vuoti all'interno della struttura del rifiuto. Le ipotesi adottate sono quelle di Terzaghi (1943), riguardanti la consolidazione monodimensionale di terreni coesivi. Utilizzando i rifiuti al posto dei terreni, è possibile riscontrare alcune discordanze da queste ipotesi, in quanto essi si trovano raramente nelle condizioni di completa saturazione, non manifestano differenze importanti di comportamento in condizioni di saturazione totale o parziale ed hanno una permeabilità molto prossima a quella dei terreni granulari.

La compressione primaria viene definita dalle seguenti espressioni:

$$\Delta h_p = h_{ist} \frac{C_c}{1+e_0} \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'_v}{\sigma'_0} \quad \Delta h_p = h_{ist} C'_c \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'_v}{\sigma'_0}$$

in cui Δh_p = cedimento primario (m); h_{ist} = altezza dello strato di rifiuti dopo la compressione istantanea (m); $\Delta \sigma'_v$ = incremento di sforzo effettivo verticale (kPa), agente al punto medio dello strato adiacente superiore; e_0 = indice dei vuoti iniziale (-); C_c = indice di compressione primaria (-); C'_c = coefficiente di compressione primaria (-), mentre σ'_0 = sforzo effettivo iniziale (kPa).

Il cedimento secondario, a differenza di quello primario, può rappresentare la componente principale del cedimento totale e viene definito secondo la seguente relazione:

$$\Delta h_s = h_p \frac{C_\alpha}{1+e_p} \log \frac{t}{t_p} \quad \Delta h_s = h_p C_{\alpha\epsilon} \log \frac{t}{t_p}$$

in cui Δh_s = cedimento secondario (m); h_p = altezza dello strato di rifiuti dopo la compressione primaria (m); C_α = indice di compressione secondaria (-); $C_{\alpha\epsilon}$ = coefficiente di compressione secondaria (-); e_p = indice dei vuoti dopo la compressione primaria (-), mentre t_p = tempo corrispondente alla fine della compressione primaria (giorni).

Sowers fornisce delle espressioni, riguardo l'indice di compressione primaria C_c , in funzione del contenuto in sostanza organica del rifiuto e dell'indice dei vuoti e_0 ; quest'ultimo, a sua volta, viene espresso in dipendenza dal grado di compattazione dei rifiuti (Tab. III-8). Ne consegue che, più il materiale è ricco in materia organica, più risulta compressibile, nonostante la degradazione della materia organica non intervenga nel cedimento primario. Per l'indice di compressione secondaria C_α , invece, l'autore fornisce delle espressioni in funzione dell'indice dei vuoti e delle condizioni ambientali più o meno favorevoli alla decomposizione della sostanza organica.

Tab. III-8. Valori tipici dei parametri del modello di Sowers (1973).

Parametro	Valore tipico	Commenti
C_c	$0,15 e_0 - 0,55 e_0$	rifiuto a debole – forte contenuto organico
C'_c	$0,163 - 0,205$	valori tipici di C'_c , in particolare:
	0,106	per $t < 2 \times 10^2$ (secondo Hettiarachchi, 2005)
	0,184	per $2 \times 10^2 < t < 2 \times 10^3$ (secondo Hettiarachchi, 2005)
	0,174	per $2 \times 10^3 < t < 2 \times 10^4$ (secondo Hettiarachchi, 2005)
	0,163	per $t > 2 \times 10^4$ (secondo Hettiarachchi, 2005)
e_0	2 – 15	rifiuto ben compattato – rifiuto poco compattato
θ_w	15 – 40%	valori tipici del contenuto d'acqua volumetrico
γ	6 – 12 kN/m ³	valori tipici del peso di volume del rifiuto
C_α	$0,03 e_p - 0,09 e_p$	condizioni non favorevoli – favorevoli alla degradazione
$C_{\alpha\epsilon}$	$0,015 - 0,350$	valori tipici del coefficiente di $C_{\alpha\epsilon}$, in particolare:
	0,035	per $t_p = 1 - 25$ giorni (secondo El-Fadel et al., 1999a)

3.3 Modello di Yen e Scanlon (1975)

Yen e Scanlon (1975) hanno raccolto dati relativi a tre siti di stoccaggio vicino Los Angeles (California) ed hanno determinato la velocità di cedimento come rapporto tra l'entità di deformazione ed il tempo trascorso. La velocità di deformazione è stata espressa nel seguente modo:

$$r = \frac{1}{h(t_c)} \frac{\Delta h}{\Delta t} = c - d \log T$$

in cui Δh = cedimento osservato (m); $h(t_c)$ = altezza massima dell'intero cumulo di rifiuti (m), corrispondente alla fine del tempo di costruzione t_c (giorni); r = velocità di deformazione (giorni^{-1}); t = durata delle osservazioni (giorni); mentre c e d = parametri di calibrazione riguardanti la velocità di deformazione (-). La Tab. III-9 riporta i valori tipici dei parametri del modello. L'altezza della discarica $h(t_c)$ ed il periodo di costruzione t_c devono esser noti, mentre i parametri c e d sono delle costanti. L'utilizzo della variabile temporale T dipende dal fatto che il cedimento avvenuto in discarica, dopo il riempimento, è strettamente connesso alla velocità di costruzione della discarica stessa.

Il cedimento del cumulo di rifiuti, nel tempo osservato, è ottenuto tramite integrazione temporale della velocità di deformazione, secondo la seguente espressione:

$$\frac{\Delta h}{h(t_c)} = \int_{T=t_c/2}^T r dT = \int_{T=t_c/2}^T (c - d \log T) dT = T \left[c - \frac{d}{\ln 10} (\ln T - 1) \right]_{t_c/2}^T$$

La considerazione di un tempo medio ($t_c/2$) resta, tuttavia, imperfetta perché se si considera, per esempio, il conferimento irregolare di rifiuti in discarica, la semidurata di costruzione non rappresenta in modo soddisfacente l'età media effettiva della colonna. Considerando la velocità di deformazione in funzione del tempo, è possibile constatare che oltre un dato tempo T_{ult} , espresso nella seguente relazione:

$$T_{ult} = t - \frac{t_c}{2} = 10^{\frac{c}{d}}$$

i cedimenti diventano negativi, fatto che rappresenta una mancanza di totale corrispondenza fisica del modello.

Tab. III-9. Valori tipici dei parametri del modello di Yen e Scanlon (1975).

Parametro	Valore formulato dagli autori	Valore tipico proposto dagli autori
c	$0,00095 h(t_c) + 0,00969$	0,0386
d	$0,00035 h(t_c) + 0,00501$	0,0156

3.4 Modello di Bjarngard e Edgers (1990)

Bjarngard e Edgers (1990) hanno monitorato ventidue discariche con differenti caratteristiche di stoccaggio dei rifiuti. Nonostante le particolarità dei singoli casi studiati, gli autori hanno potuto distinguere, nel cedimento totale del rifiuto, due tratti approssimativamente lineari, a pendenza diversa. Pertanto, essi hanno rappresentato la compressione secondaria del rifiuto secondo una legge logaritmica dipendente da due indici differenti, $(C_a)_{min}$ e $(C_a)_{max}$, come riportato nella seguente espressione:

$$\frac{\Delta h(t)}{h} = \frac{C_c}{1+e_0} \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma'_v}{\sigma'_0} + \frac{(C_\alpha)_{min}}{1+e_p} \log \frac{t_{si}}{t_p} + \frac{(C_\alpha)_{max}}{1+e_{si}} \log \frac{t}{t_{si}}$$

in cui Δh = cedimento osservato al tempo t (m); h = altezza iniziale dello strato di rifiuti (m); $\Delta\sigma'_v$ = incremento di sforzo effettivo verticale (kPa), agente al punto medio dello strato adiacente superiore; $(C_\alpha)_{min}$ = indice di compressione secondaria intermedia (-); $(C_\alpha)_{max}$ = indice di compressione secondaria a lungo termine (-); e_{si} = indice dei vuoti dopo la compressione secondaria intermedia (-), mentre t_{si} = durata della fase di compressione secondaria intermedia (giorni). La Tab. III-10 riporta i valori tipici dei parametri del modello. Nella compressione secondaria intermedia, gli autori hanno osservato una compressione ritardata che si prolunga nel tempo, dominata dalle interazioni meccaniche, e rappresentata, nel grafico semi-logaritmico ε - $\log(t)$, da $(C_\alpha)_{min}$ (Fig. III-9).

La compressione secondaria a lungo termine, invece, è legata alla decomposizione biologica della materia organica, presenta una maggiore velocità di deformazione, ed è rappresentata, nel grafico semi-logaritmico ε - $\log(t)$, da $(C_\alpha)_{max}$.

Tab. III-10. Valori tipici dei parametri del modello di Bjarngard e Edgers (1990).

Parametro	Valore tipico	Parametro	Valore tipico
C'_c	0,205	t_p	1 – 25 giorni
$(C_\alpha)_{min}$	0,003 – 0,038 (in genere 0,035)	t_{si}	≈ 200 giorni
$(C_\alpha)_{max}$	0,017 – 0,510 (in genere 0,215)		

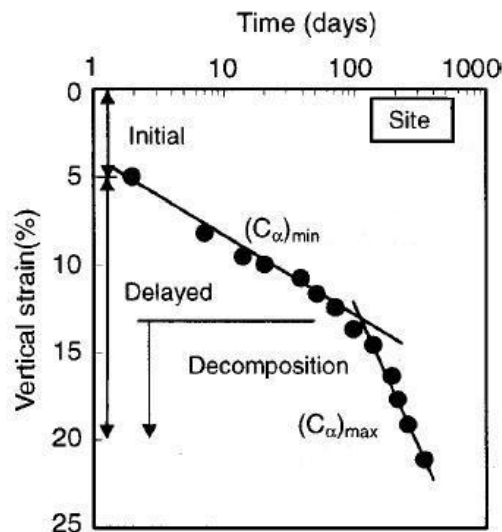


Fig. III-9. Distinzione del cedimento secondario in due parti differenti, rappresentato dagli indici $(C_\alpha)_{min}$ e $(C_\alpha)_{max}$.

La necessità di fare, a posteriori, una retro-analisi per determinare con precisione gli indici di compressione secondaria $(C_\alpha)_{min}$ e $(C_\alpha)_{max}$, a seguito di un lungo monitoraggio topografico della discarica, spesso superiore ai 10 anni, che comporta molte difficoltà pratiche, costituisce l'unica grande debolezza del modello proposto.

Studi condotti da Park et al. (2002) su quattro reattori con rifiuti stagionati e in tre opere in vera grandezza con rifiuti freschi, hanno mostrato valori di $(C_\alpha)_{min}$ maggiori di quelli forniti da Bjarngard ed Edgers. Questo si spiega con un aumento della velocità di compressione a lungo termine, dovuta alla decomposizione, maggiore di quanto prevista teoricamente, e dovuta ad un miglioramento delle condizioni di decomposizione dei solidi organici a partire da fattori quali la temperatura, la precipitazione, il pH, il contenuto d'acqua, la composizione del rifiuto, i nutrienti. In funzione della complessità di questi fattori, è possibile ottenere una gamma di valori di C_α , che possono variare notevolmente tra di loro (Tab. III-11).

Tab. III-11. Valori dei coefficienti di compressione secondaria su sette reattori (Park et al., 2002).

Reattore	$(C_\alpha)_{min(medio)}$	$(C_\alpha)_{max(medio)}$	Sito	$(C_\alpha)_{min(medio)}$	$(C_\alpha)_{max(medio)}$
reattore A	0,063	0,340	sito E	0,031	–
reattore B	0,063	0,149	sito F	0,022	–
reattore C	0,016	0,080	sito G	0,014	–
reattore D	0,019	0,125			

3.5 Modello di Edil et al. (1990)

Edil et al. (1990) hanno proposto una legge di potenza per rappresentare il fenomeno della deformazione meccanica sotto carico costante (*creep*) applicando, per la modellazione dei cedimenti nelle discariche, la seguente relazione che lega la deformazione in funzione del tempo:

$$\Delta h(t) = h \varepsilon(t) = h \Delta \sigma'_v m \left(\frac{t}{t_r} \right)^n$$

in cui $\Delta h(t)$ = cedimento osservato al tempo t (m); h = altezza dello strato di rifiuti (m); $\varepsilon(t)$ = deformazione verticale al tempo t (-); $\Delta \sigma'_v$ = incremento di sforzo effettivo verticale (kPa), dipendente da altezza, densità e carichi esterni; m = compressibilità di riferimento (kPa^{-1}); n = velocità di compressione (-); t_r = tempo di riferimento introdotto nell'equazione per renderla adimensionale in rapporto al tempo (in generale uguale ad 1 giorno), mentre t = tempo trascorso dall'applicazione dello sforzo (giorni).

Il valore di m varia a seconda del tipo di sito considerato, mentre il valore di n , che rappresenta la velocità di compressione, varia a seconda dell'età e delle condizioni di stoccaggio del rifiuto. Tali parametri possono essere valutati attraverso delle analisi di regressione lineare, a partire dalla conoscenza dei cedimenti dopo la chiusura della discarica (Tab. III-12).

Tab. III-12. Valori tipici dei parametri del modello di Edil et al. (1990).

Parametro	Valori tipici	Commenti
m	$1,6 \times 10^{-5} - 5,8 \times 10^{-5}$ (kPa^{-1})	rifiuto stagionato compattato – rifiuto recente
n	0,50 – 0,67	rifiuto stagionato compattato – rifiuto recente
t_r	1 giorno	–

3.6 Modello di Coumoulos e Koryalos (1997)

Gli autori hanno proposto un modello supponendo di approssimare i cedimenti in discarica con una retta, funzione del logaritmo del tempo. Il principale vantaggio di questo modello è che i dati, provenienti da diversi punti della discarica con differenti caratteristiche, possono essere raggruppati e comparati tra di loro. Il modello viene espresso dalla seguente relazione:

$$Y = \frac{d(\Delta h / h)}{dt} = \frac{0,434 C_{ae}}{t_{storage} + (t/2)}$$

in cui Y = velocità di deformazione verticale (%/mese o %/anno), C_{ae} = coefficiente di compressione secondaria; t = tempo trascorso (mesi o anni), mentre $t_{storage}$ = tempo di stoccaggio, generalmente assunto pari a 1 mese. La Tab. III-13 riporta i valori tipici dei parametri del modello.

Tab. III-13. Valori tipici dei parametri del modello di Coumoulos e Koryalos (1997).

Parametro	Valori tipici	Commenti
C_{ae}	0,020	per $t = 1 - 20$ mesi
	0,070	per $t = 40 - 60$ mesi
	0,250	per $t > 80$ mesi

3.7 Modello di Park e Lee (1997)

Park e Lee (1997) hanno proposto un modello che considera il processo di biodegradazione del rifiuto, in funzione del tempo. La velocità di cedimento è stata assunta direttamente proporzionale alla quantità di solidi solubilizzati contenuti nel cumulo di rifiuti. La solubilizzazione dei materiali organici è generalmente espressa usando una cinetica di primo ordine. Tuttavia, la determinazione dei coefficienti della cinetica o le costanti di idrolisi, come la loro variazione con le condizioni ambientali, è molto difficile.

Il modello di cedimento viene espresso dalla seguente relazione:

$$\varepsilon(t)_M = C_{ae} \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) \quad \varepsilon(t)_B = \varepsilon_{B_tot} (1 - e^{-kt})$$

in cui C_{ae} = coefficiente di compressione secondaria; k = velocità di deformazione legata alla cinetica di primo ordine, e costante col tempo (anni^{-1}), mentre ε_{B_tot} = quantità totale di compressione causata dalla decomposizione del rifiuto biodegradabile (%). La somma della deformazione meccanica con quella dovuta a decomposizione, esprime il valore totale di deformazione. La Tab. III-14 riporta i valori tipici dei parametri del modello.

Tab. III-14. Valori tipici dei parametri del modello di Park e Lee (1997).

Parametro	Valore
k	1,35 – 2,37 (anni^{-1}) oppure 0,00369 – 0,00649 (giorni^{-1})
ε_{B_tot}	6,1 – 7,2 %

3.8 Modello di Ling et al. (1998)

Ling et al. (1998), a partire dai dati di cedimento raccolti in tre siti di stoccaggio dei rifiuti, hanno applicato la seguente legge iperbolica, nella determinazione del cedimento totale:

$$\Delta h(t) = h \varepsilon(t) = h \frac{t}{\frac{h}{\rho_0} + \left(\frac{h}{\Delta h_{ult}} \right) t}$$

in cui Δh_{ult} = cedimento finale, supposto a tempo infinito (m), mentre ρ_0 = velocità di cedimento iniziale (ipotizzata di 0,001 m/giorni). L'equazione può essere espressa secondo il rapporto $t/\Delta h(t)$ in funzione del tempo t , per determinare i parametri empirici $1/\rho_0$ e $1/\Delta h_{ult}$. Rappresentando in un grafico il rapporto $t/\Delta h(t)$ in funzione del tempo t , è possibile ottenere la seguente retta:

$$\frac{t}{\Delta h(t)} = mt + c$$

la quale interpola i dati iniziali, in cui il valore di $c=1/\rho_0$ rappresenta l'intercetta con l'asse delle ordinate, mentre $m=1/\Delta h_{ult}$ rappresenta la pendenza di tale retta. E' stato mostrato che oltre l'istante di tempo corrispondente ad una consolidazione del 40%, i dati di cedimento finali possono essere utilizzati per predire i futuri cedimenti attesi, per le medesime condizioni di carico.

3.9 Modello di Marques (2001)

Marques (2001) ha sviluppato un modello reologico composito per tenere in considerazione i meccanismi di compressione primaria e secondaria, governati da parametri reologici che comprendono la biodegradazione del rifiuto. La formulazione della compressione primaria è formulata quasi come una compressione istantanea, indipendente dal tempo, basata sull'osservazione che tale processo è lineare nei grafici $e\text{-log}\sigma$.

Il modello è espresso dalla seguente relazione:

$$\frac{\Delta h}{h} = C'_c \log \left(\frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'_v}{\sigma'_0} \right) + \Delta \sigma'_v \cdot b \cdot (1 - e^{-ct'}) + E_{dg} (1 - e^{-dt''})$$

in cui Δh = cedimento (m); h = altezza iniziale dello strato di rifiuti (m); C'_c = coefficiente di compressione primaria; b = coefficiente di compressione secondaria (kPa^{-1}); c = velocità di compressione meccanica secondaria (giorni^{-1}); E_{dg} = quantitativo totale di deformazione dovuta alla biodegradazione (-); d = velocità di compressione biologica secondaria (giorni^{-1}); t' = tempo trascorso dall'applicazione del carico (giorni), mentre t'' = tempo trascorso dallo stoccaggio del rifiuto (giorni).

3.10 Modello di Marques et al. (2003)

Marques et al. (2003) hanno sviluppato un modello che incorpora tre meccanismi di compressione: la risposta istantanea al carico, il *creep* e la decomposizione biologica, considerando anche il graduale innalzamento dell'altezza dei rifiuti e, con esso, del carico applicato. La colonna di rifiuti viene idealizzata come una successione progressiva di strati, posti a diversi istanti, uno sopra l'altro, come illustrato in Fig. III-10.

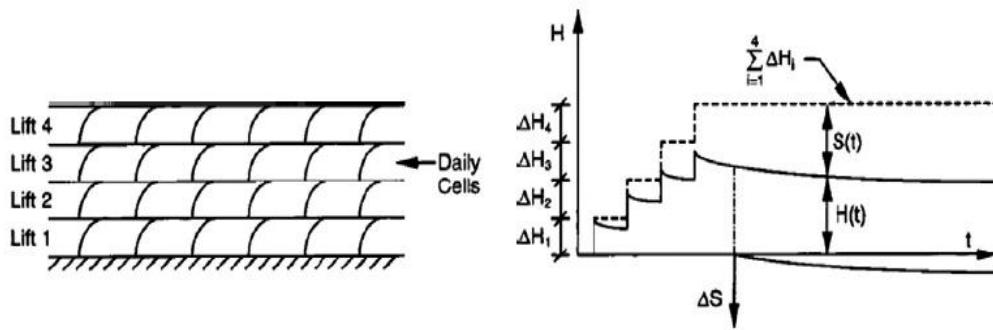


Fig. III-10. Processo di stoccaggio del rifiuto per strati e schematizzazione della risposta del modello.

Lo spessore di ciascuno strato corrisponde allo spessore di una cella giornaliera compattata. Dopo che tutti gli strati sono stati depositati, il cedimento totale della superficie della discarica, al tempo t , è stato determinato in base alla seguente relazione:

$$\Delta h = \sum_{i=1}^n h_i [\varepsilon_{Pi} + \varepsilon_{Ci}(t) + \varepsilon_{Bi}(t)]$$

in cui n = numero di strati in discarica; h_i = spessore iniziale dello i -esimo strato compattato (m); ε_{Pi} = deformazione dello strato i -esimo di rifiuto risultante dalla risposta istantanea al carico applicato; ε_{Ci} = deformazione al tempo t dello strato i -esimo di rifiuto dovuta al *creep*; ε_{Bi} = deformazione al tempo t dello strato i -esimo di rifiuto dovuta alla degradazione biologica; γ_i = peso di volume dello strato i -esimo (kN/m^3); $\Delta\sigma'_{ij}$ = incremento di sforzo verticale (kPa) imposto dallo strato j -esimo allo strato i -esimo per $j > i$, mentre t_i, t_j = istanti in cui gli strati i -esimi e j -esimi sono rispettivamente collocati (giorni).

Le deformazioni istantanea, di *creep* e biologica, sono fornite dalle seguenti relazioni:

$$\varepsilon_{Pi} = C'_c \log \left(\frac{(1/2)\gamma_i \Delta h_i + \sum_{j=i+1}^n \Delta\sigma'_{ij}}{(1/2)\gamma_i \Delta h_i} \right)$$

$$\varepsilon_{Ci}(t) = b \left[\frac{1}{2} \gamma_i \Delta h_j (1 - e^{-c(t-t_i)}) + t_j \sum_{j=i+1}^n \Delta\sigma'_{ij} e^{-c(t-t_j)} \right] \quad \varepsilon_{Bi}(t) = E_{dg} (1 - e^{-d(t-t_i)})$$

in cui E_{dg} = quantitativo totale di deformazione dovuta alla biodegradazione, mentre c e d = costanti di decadimento (giorni^{-1}) relative, rispettivamente, al *creep* e alla degradazione. La Tab. III-15 riporta i valori tipici dei parametri del modello. Poiché t è il tempo dopo il quale sono stati depositati tutti gli strati di rifiuto in discarica, vale sempre $t - t_i > 0$ e $t - t_j > 0$, per ogni valore di i e j . Il valore di $\Delta\sigma'_{ij}$ è uguale al prodotto $h_i \times \gamma_i$, e rappresenta il cambio in sforzo verticale imposto dallo strato j -esimo ($j = i+1$) nello strato i , quando $j > i$. La teoria di Boussinesq viene usata per determinare la variazione in sforzo verticale.

Dipendendo dalla quantità di informazioni disponibili per una particolare discarica considerata, tali parametri devono essere opportunamente calibrati per fornire la migliore modellazione dei dati disponibili.

Tab. III-15. Valori tipici dei parametri del modello di Marques et al. (2003).

Parametro	Valori tipici	Parametro	Valori tipici
C'_c	0,0732 – 0,320	b	$2,9 \times 10^{-4} - 7,3 \times 10^{-4}$ (kPa ⁻¹)
E_{dg}	0,131 – 0,214	c	$9,7 \times 10^{-4} - 2,6 \times 10^{-3}$ (giorni ⁻¹)
		d	$6,8 \times 10^{-4} - 2,6 \times 10^{-3}$ (giorni ⁻¹)

3.11 Modello di Hossain e Gabr (2005)

Hossain e Gabr (2005) hanno modellato il cedimento a lungo termine, suddividendolo in tre termini, secondo la seguente relazione:

$$\frac{\Delta h}{h} = C_{ai} \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) + C_{\beta} \log\left(\frac{t_3}{t_2}\right) + C_{af} \log\left(\frac{t_4}{t_3}\right)$$

in cui C_{ai} = coefficiente di compressione, funzione del livello di stress e del grado di compattazione; t_1 = durata della compressione iniziale (giorni); t_2 = tempo in cui la compressione è valutata (giorni), C_{β} = indice di biodegradazione; t_3 = durata di completamento della compressione biologica (giorni); C_{af} = indice di *creep*, mentre t_4 = tempo considerato durante la fase di *creep* e degradazione biologica (giorni). La Tab. III-16 riporta i valori tipici dei parametri del modello.

Tab. III-16. Valori tipici dei parametri del modello di Hossain e Gabr (2005).

Parametro	Valore tipico	Parametro	Valore tipico
C_{ai}	0,030	t_1	10 – 15 (giorni)
C_{β}	0,190	t_2	100 – 2000 (giorni)
C_{af}	0,022	t_3	3500 (giorni)

La compressione meccanica dovuta al carico applicato o la pressione prodotta dal peso proprio, non è inclusa in questo modello. Durante la biodegradazione, la massa solida organica è convertita in gas, e l'indice dei vuoti aumenta, con un conseguente aumento del cedimento dei rifiuti. Il grado di decomposizione è caratterizzato dalle velocità di produzione del biogas e dalla diminuzione del rapporto tra cellulosa+emicellulosa su lignina. I fattori di tempo t_1 , t_2 , t_3 e t_4 , vengono determinati dall'analisi della curva di produzione di biogas e utilizzati nel modello.

3.12 Modello di Hettiarachchi et al. (2003, 2009)

Hettiarachchi et al. (2003), partendo dal presupposto che una riduzione di massa del rifiuto possa produrre un conseguente aumento dei cedimenti, definiscono un'equazione basata su una cinetica di primo ordine, per correlare la velocità di diminuzione della massa del rifiuto alla velocità di compressione biologica:

$$\varepsilon(t) = \varepsilon_0 + \beta C_i (1 - e^{-\lambda t})$$

in cui t = tempo trascorso dall'inizio della prova (giorni); $\varepsilon(t)$ = deformazione al tempo t ; ε_0 = deformazione al tempo iniziale; β = coefficiente di compressione dovuto alla degradazione

(kg^{-1}); C_i = massa iniziale delle componenti biodegradabili del rifiuto (kg), mentre λ = costante relativa alla cinetica di primo ordine (giorni^{-1}).

Un successivo modello concettuale è stato nuovamente proposto dagli autori, separando in tal caso il cedimento dovuto alla compressione meccanica da quello dovuto alla biodegradazione. Il modello di compressione meccanica è stato ottenuto a partire da simulazioni in laboratorio, mentre per il modello di cedimento dovuto alla degradazione dei rifiuti è stata ipotizzata una cinetica di primo ordine. L'equazione che usa questa cinetica può essere applicata ad ogni gruppo di solidi presenti nel rifiuto; le variazioni in altezza dovute alle componenti meccanica e biologica, sono espresse dalle seguenti relazioni:

$$\Delta h_M = h_i C'_c \log\left(\frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma'_v}{\sigma'_0}\right) \quad \Delta h_B = h_i \left[\frac{M_{si}}{\rho_w} \sum_{j=1}^4 \left(\frac{f_{sj}}{G_{sj}} \right) \left(1 - e^{-\lambda_j t} \right) \right]$$

in cui Δh_M = cedimento meccanico (m); Δh_B = cedimento indotto dalla biodegradazione (m); M_{si} = massa iniziale dei solidi (kg); ρ_w = densità dell'acqua (kg/m^3); f_{sj} = frazione solida iniziale relativa a ciascuna componente i del rifiuto (-); G_{sj} = densità relativa iniziale della j -esima componente solida del rifiuto, mentre λ_j = costante relativa alla cinetica di primo ordine per la j -esima componente (giorni^{-1}). La Tab. III-17 riporta i valori tipici dei parametri del modello.

L'altezza del rifiuto $h(t)$ ad un dato tempo, può essere calcolata sottraendo, dall'altezza totale iniziale h , la quota dovuta al *creep* e alla biodegradazione:

$$h(t) = h - \Delta h_M - \Delta h_B$$

Tab. III-17. Valori tipici dei parametri del modello di Hettiarachchi et al. (2009).

Parametro	Valore tipici	Parametro	Valore tipici
C'_c	0,174 – 0,205	G_{sj}	1 – 3
f_{si}	0,15 – 0,35	λ_j	0 – 0,001 (giorni^{-1})

3.13 Modello di Machado et al. (2008)

Per rappresentare il comportamento degli RSU, gli autori propongono un modello composito, costituito da due principali componenti, ciascuna avente il proprio modello costitutivo: il *materiale fibroso*, composto essenzialmente da plastica, ed il *materiale non fibroso (paste material)*, composto da solidi organici, legno, gomma, carte, vetri e liquidi.

Gli autori ipotizzano che:

- lo sforzo deviatorico q degli RSU è sostenuto principalmente dalle fibre, e solo in parte dal *materiale non fibroso*, mentre lo sforzo normale σ è supposto agire in maniera uguale sulle due componenti;
- le deformazioni a taglio sono relative alle due componenti; l'indice dei vuoti e è attribuito solo al *materiale non fibroso*, mentre le deformazioni volumetriche sono prodotte solamente dalla compressione del *materiale non fibroso*.

Le relazioni costitutive per il *materiale fibroso* riguardano il modulo di rigidezza laterale ed il modulo di elasticità, mentre quelle per il *materiale non fibroso* riguardano il modulo di rigidezza laterale, la deformazione volumetrica e le leggi di flusso.

La deformazione volumetrica, durante la fase di compressione secondaria del rifiuto, è data

sia dal *creep* che dalla biodegradazione, ed è relativa solamente al *materiale non fibroso*:

$$d\varepsilon_v = d\varepsilon_{vd} + d\varepsilon_{vp} \cdot V_e \cdot \left(\frac{1+e_p}{1+V_e \cdot e_p} \right)$$

$$d\varepsilon_{vd} = \left[\frac{C_\alpha}{(1+e_0) \cdot \ln(10) \cdot t} - \left(\frac{\gamma_{s0}}{\gamma_{sp}} \right) \cdot \left(\frac{1}{1+e_0} \right) \cdot \left(1 - \alpha^* \cdot \frac{\Delta m_s}{m_{s0}} \right) \cdot \frac{\partial m_s}{\partial t} \cdot \frac{1}{m_{s0}} \right] dt$$

in cui il pedice p , nei simboli, fa riferimento al *materiale non fibroso*; $d\varepsilon_{vd}$ = deformazione volumetrica relativa al *creep* e alla biodegradazione (-); V_e = rapporto tra indice dei vuoti del rifiuto e quello del *materiale non fibroso* (-); e_0 = indice dei vuoti iniziali (-); γ_{s0} = peso di volume dei solidi iniziali (kN/m^3); γ_{sp} = peso di volume dei solidi costituenti il *materiale non fibroso* (kN/m^3); α^* = velocità di incremento della compressione secondaria (-), mentre m_{s0} e Δm_s = massa iniziale dei solidi e la variazione di massa dei solidi (kg).

In particolare, l'influenza della degradazione biologica si fa sentire sia sul *materiale non fibroso*, sottoforma di una diminuzione di volume, sia sul *materiale fibroso*, sottoforma di una riduzione delle proprietà di resistenza a taglio. Per questo motivo, gli autori forniscono anche delle relazioni per le variazioni di deformazione a taglio:

$$d\varepsilon_s = d\varepsilon_{sp} \cdot V_p + d\varepsilon_{sf} \cdot V_f + dV_f \cdot (d\varepsilon_{sf} - d\varepsilon_{sp})$$

$$d\varepsilon_{sp}^e = \frac{\frac{dq - [q_f - q_p] \cdot dV_f}{3 \cdot V_f} - \frac{\partial G_f}{\partial t} \cdot dt \cdot \varepsilon_{sf}^e}{\frac{G_p \cdot V_p}{V_f} + G_f \cdot f_m}$$

$$d\varepsilon_{sf}^e = f_m \cdot d\varepsilon_{sp}^e \quad f_m = \frac{2}{\pi} \cdot \tan^{-1} \left(\left(\frac{q}{\sigma} \right)^2 \right)$$

in cui il pedice f , nei simboli, fa riferimento alle *fibres*; $d\varepsilon_s$ = deformazione a taglio; V = rapporto tra il volume di una delle due componenti rispetto al volume totale; f_m = funzione di mobilizzazione delle fibre; q = sforzo deviatorico, mentre G = modulo di rigidezza laterale.

3.14 Modello di Sivakumar Babu et al. (2010)

Gli autori hanno proposto un modello costitutivo per gli RSU, basato sulla teoria della meccanica dei suoli. Il comportamento a cedimento dei rifiuti è influenzato dalle variazioni di rigidezza nel tempo, che si riflettono nella risposta a sforzo-deformazione. La rigidezza, definita da opportuni moduli, come il modulo elastico e il modulo di rigidezza laterale, è richiesta per valutare i cedimenti nel tempo.

Tre ipotesi sono state considerate dagli autori:

- il comportamento meccanico del materiale viene considerato elasto-plastico e segue la teoria degli stati ultimi a rottura;

- la compressione secondaria dovuta a *creep* è governata dalla seguente espressione:

$$\varepsilon_c = b\Delta\sigma'(1 - e^{-ct'})$$

in cui b = coefficiente di *creep* (kPa^{-1}); $\Delta\sigma'$ = variazione di stress effettivo (kPa); c = velocità costante di *creep* (anni^{-1}), mentre t' = tempo trascorso dall'incremento di carico (anni);

- la decomposizione biologica è espressa secondo la relazione:

$$\varepsilon_B = E_{dg}(1 - e^{-dt''})$$

in cui E_{dg} = quantitativo totale di deformazione dovuta alla biodegradazione (%), d = costante di decadimento relativa alla degradazione (anni^{-1}), mentre t'' = tempo trascorso dallo stoccaggio del rifiuto in discarica (anni).

In aggiunta al comportamento elastico e plastico degli RSU, ne viene considerato anche il comportamento dovuto al *creep* e alla biodegradazione; pertanto, la deformazione volumetrica totale è espressa dalla seguente relazione:

$$d\varepsilon_v = d\varepsilon_v^e + d\varepsilon_v^p + d\varepsilon_v^c + d\varepsilon_v^b$$

in cui $d\varepsilon_v^e$, $d\varepsilon_v^p$, $d\varepsilon_v^c$, $d\varepsilon_v^b$ = incrementi di deformazione volumetrica dovuti all'elasticità, alla plasticità, al *creep* e alla biodegradazione del materiale.

Il modello degli autori, che rappresenta una forma estesa del modello Cam clay modificato, è rappresentato dall'espressione finale:

$$\sigma = M\sigma' \sqrt{\left\{ \left[\left(\frac{\sigma'_0}{\sigma'} \right)^\lambda \exp \left\{ \left[\frac{(e_0 - e)}{1 + e_0} + b\Delta\sigma' e^{-ct'} + E_{dg} e^{-dt''} \right] (1 + e) \right\} \right]^{\frac{1}{\lambda - \kappa}} - 1 \right\}}$$

in cui σ' = sforzo effettivo principale (kPa); σ'_0 = pressione di consolidazione (kPa), M = costante d'attrito (-), mentre λ e κ = pendenze del percorso di carico e scarico, rispettivamente, nel diagramma $e - \ln p'$ del materiale (-).

PARTE II:

**MODELLO TEORICO PER LA
DETERMINAZIONE DELLA
COMPRESSIBILITA' BIO-MECCANICA E
TARATURA IN LABORATORIO**

CAPITOLO IV. MODELLO BIO-MECCANICO PER LA VALUTAZIONE DELLA COMPRESSIBILITA' SECONDARIA DEGLI RSU

RIASSUNTO: In questa fase sono state definite le ipotesi costitutive del modello bio-meccanico disaccoppiato di tipo monodimensionale per la valutazione delle deformazioni da cedimento e del loro decorso nel tempo, partendo dai parametri biologici e meccanici del rifiuto urbano. Il modello sviluppato considera le due distinte componenti, di *creep* e biologica, presenti simultaneamente ma attivatesi con tempi diversi, in ragione dell'incidenza della componente organica e delle condizioni di degradazione biologica (anaerobica e/o aerobica).

Successivamente, la calibrazione dei parametri del modello è stata condotta sulla base dei risultati di indagini, ricavati dalla letteratura specialistica, e da esperienze condotte su reattori di piccola e media grandezza.

Una volta calibrati i parametri del modello bio-meccanico è stato possibile quantificare le variazioni di volume riconducibili alle due distinte componenti, di *creep* e biologica.

ABSTRACT: In this section, starting from the biological and mechanical parameters of the municipal solid waste, the constitutive hypotheses of the one-dimensional bio-mechanical decoupled model for the evaluation of settlement strains and their evolution over time, were defined. The proposed model considers two distinct (creep and biological) components, that are simultaneously present but activated at different times, because of the effects of the organic component and the conditions of biological degradation (anaerobic and/or aerobic). Therefore, the calibration of the model parameters was made considering the results of many experimental investigations coming from the literature or from the tests carried out on small and medium scale reactors.

Then, once the bio-mechanical parameters of the model were calibrated, it was possible to quantify the changes in volume due to both the creep and biological components.

1. FORMULAZIONE INIZIALE DEL MODELLO

In questo Capitolo viene proposto un modello bio-meccanico, usato per la valutazione della compressibilità secondaria dei rifiuti solidi urbani, disaccoppiato in due diverse componenti: la prima, dipendente dagli sforzi agenti e dai sovraccarichi applicati e la seconda, dipendente dalla degradazione biologica. Per facilità di modellazione, queste due componenti sono considerate distinte e sovrapposte nel tempo.

La compressibilità secondaria meccanica è causata dalla distorsione, dal piegamento e dal riorientamento delle particelle, a causa del carico applicato e del *creep*. La compressibilità secondaria biologica è conseguenza della biodegradazione anaerobica della materia organica, che dipende da più parametri biochimici, ivi compresi la quantità e la natura della materia organica, il contenuto d'acqua, le popolazioni microbiche, la temperatura ed il pH.

Di seguito, vengono definite tutte le ipotesi che portano allo sviluppo del modello proposto in questo lavoro.

1.1 Ipotesi del modello

1.1.1 Ipotesi generali

- 1) Il campione di rifiuto proviene da una cella elementare, supposta situata al di fuori della zona d'influenza dei bordi della discarica (Fig. IV-1). Viene chiamata *cella elementare* una cella di un certo spessore h_0 , generalmente compresa tra i 50 cm e 2 m, rappresentativa dello spessore del rifiuto e posizionata e compattata in una sola operazione, a partire dalla fase di riempimento della discarica. Le coperture intermedie eventualmente interposte tra i due strati elementari di rifiuto non sono considerate dissociate da questo. La suddivisione in strati elementari permette di distinguere il comportamento del rifiuto in funzione delle proprie caratteristiche (età, sovraccarico e, eventualmente, natura). Se il campione di rifiuto è ricostruito in laboratorio, e non proviene da un sito a vera grandezza, si suppone, per semplicità, che abbia anch'esso le caratteristiche di una cella elementare ideale di rifiuto (Gourc et al., 2009).

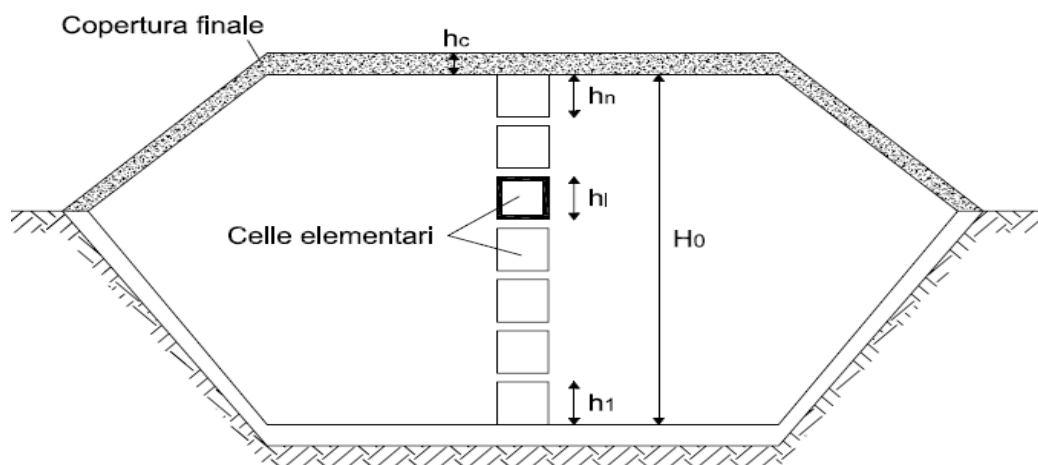


Fig. IV-1. Esempio di cella elementare di rifiuto all'interno di una discarica.

- 2) Seguendo l'approccio di Machado et al. (2002) che considerano quattro componenti nel rifiuto, ovvero aria, acqua, materiale solido fibroso (composto da differenti tipi di plastica e di tessili) e materiale solido non-fibroso, viene fatta ugualmente una classificazione del rifiuto in quattro componenti, ma in maniera differente: gas, liquido, scheletro inerte e materia organica. Il materiale inerte non è influenzato dalla biodegradazione ed include plastica, metalli e certi materiali come pezzi di roccia, ceramiche e particelle di terreno.
- 3) Il modello è basato sulla seguente variazione di spessore relativa ad ogni componente i che costituisce il campione di rifiuto (Fig. IV-2):

$$\Delta h = \Delta h_g + \Delta h_w + \Delta h_{so} + \Delta h_{si}$$

in cui Δh_g = variazione di spessore prodotta dalla componente gassosa (m); Δh_w = variazione di spessore prodotta dall'acqua (m); Δh_{so} = variazione di spessore prodotta dalla componente solida organica (m); Δh_{si} = variazione di spessore prodotta dalla componente solida inerte (m) e Δh = variazione di spessore totale (m).

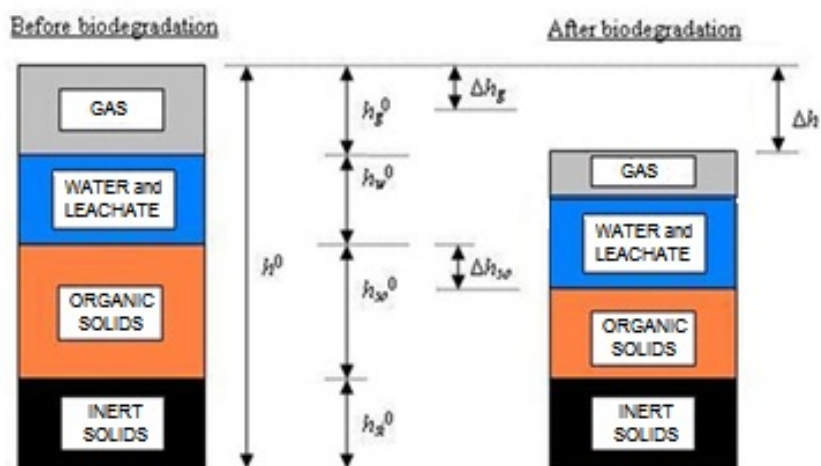


Fig. IV-2. Le diverse componenti del rifiuto e la loro evoluzione durante la degradazione.

- 4) Le differenti componenti che costituiscono il rifiuto sono considerate separatamente: ciascun materiale ha la propria legge costitutiva (Conte e Carrubba, 2012a).
- 5) Il rifiuto è soggetto a variazione dei parametri fisici, chimici e meccanici più importanti, durante la fase di biodegradazione, come pressione, contenuto d'acqua, temperatura, pH. La riduzione dei vuoti è conseguente alla fuoriuscita di liquido e di gas provenienti dalla biodegradazione. Tali riduzioni sono correlate alla permeabilità del rifiuto, sia al liquido che al gas (Fig. IV-3) (Conte e Carrubba, 2011).

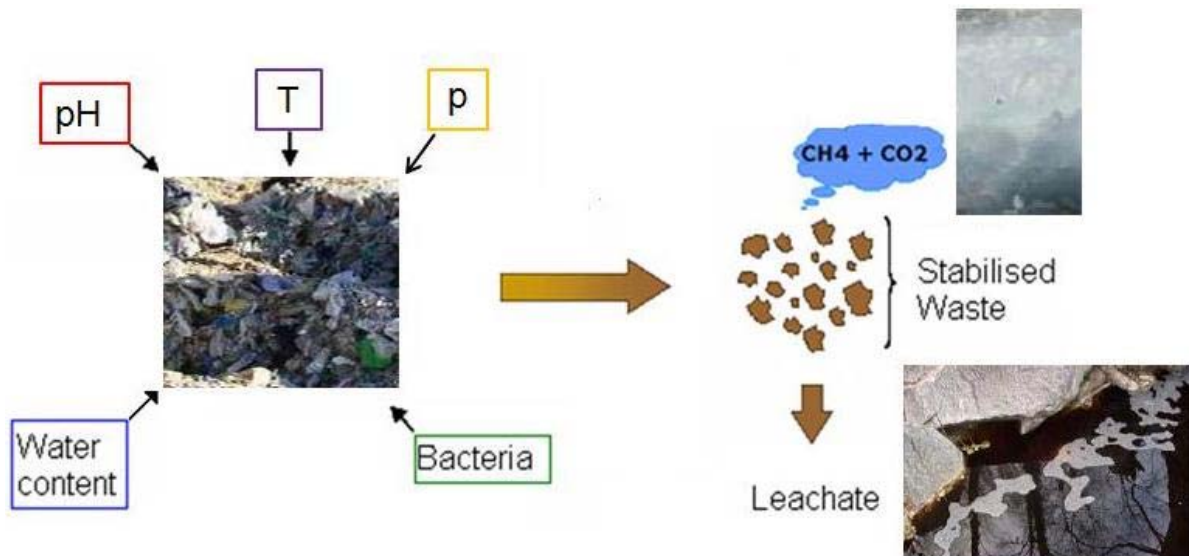


Fig. IV-3. Trasformazione del rifiuto durante la fase di degradazione biologica della sostanza organica.

6) La compressibilità è supposta verticale, e quindi monodimensionale (Gourc et al., 2010); dunque, in condizioni di deformazioni laterali nulle. Di conseguenza, la variazione di volume $\Delta V/V_0$ è uguale alla variazione dell'altezza del campione $\Delta h/h_0$. Il cedimento immediato e la compressione primaria non sono stati presi in considerazione in questo studio, che vuol analizzare solamente l'effetto della biodegradazione e del *creep* sulla compressibilità secondaria.

1.1.2 Ipotesi relative alla sostanza organica

7) In maniera simile al modello di Machado et al. (2002), il comportamento del rifiuto è stato analizzato in condizioni insature, che corrispondono alle usuali condizioni presenti in un rifiuto stoccato in discarica: ciò implica che gli sforzi verticali effettivi σ'_v sono equivalenti agli sforzi verticali totali σ_v . Sotto queste condizioni, il comportamento meccanico del rifiuto, e la sua risposta a seguito di cedimento e deformazione, risulta dipendere dalla diminuzione del contenuto di materia organica in conseguenza alla produzione di biogas e di percolato. La diminuzione dello spessore totale dell'elemento di rifiuto è legata, per quanto riguarda la fase solida, alla sola diminuzione di sostanza organica (Fig. IV-4), dovuta al fenomeno di biodegradazione, secondo la relazione:

$$m_{s0} = c \times m_{s0}$$

in cui m_{s0} = massa iniziale di solidi organici (kg), m_{s0} = massa iniziale dei solidi costituenti il rifiuto (kg), mentre c = contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile (kg/kg), che da un'idea della percentuale di sostanza solida organica che viene degradata, e quindi persa, durante il processo di biodegradazione.

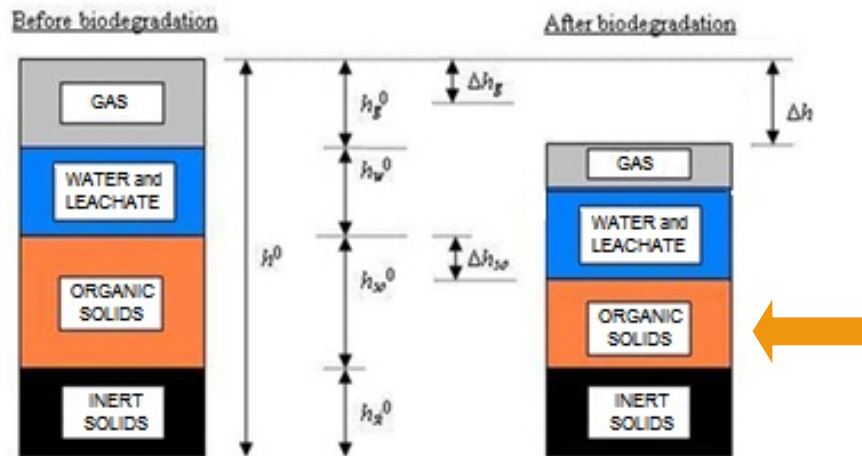


Fig. IV-4. Rappresentazione della diminuzione della sostanza organica contenuta nel rifiuto.

1.1.3 Ipotesi relative alla sostanza inerte

8) Derivata direttamente dall'ipotesi 7), la seguente ipotesi suppone che il materiale solido inerte non sia soggetto a biodegradazione ($\Delta h_{si}=0$, Fig. IV-5). In realtà, lo scheletro solido inerte tende a deformarsi a *creep*, sotto l'azione di un carico applicato: maggiore è il carico applicato, maggiore sarà la deformazione corrispondente. Tuttavia, nei test in laboratorio o sui siti a vera grandezza, è possibile supporre che la degradazione della sostanza organica sia il processo che maggiormente influisce sulla compressibilità secondaria del rifiuto.

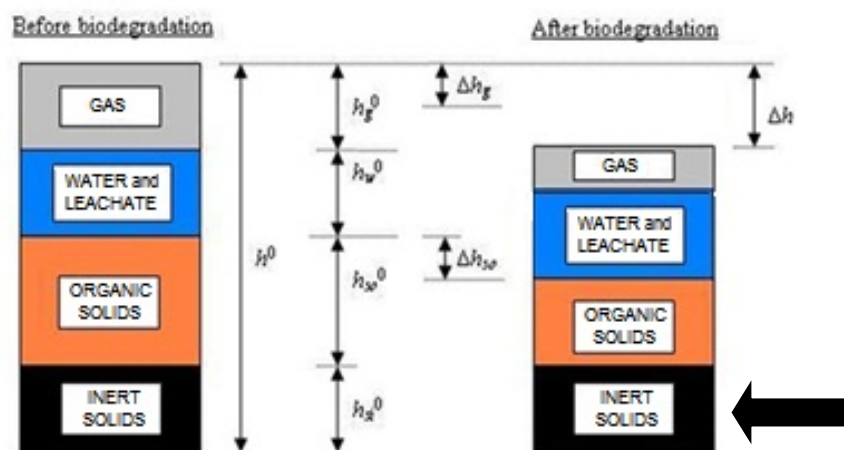


Fig. IV-5. Rappresentazione dell'ipotesi di non diminuzione della sostanza inerte contenuta nel rifiuto.

1.1.4 Ipotesi relative al gas

- 9) La perdita di gas, contenuto nel rifiuto, relativa alla fase di compressione immediata e primaria del rifiuto (e quindi perdita di aria e ossigeno contenuto negli interstizi del mezzo poroso), non viene conteggiata, in quanto non collettata, sia nei test di laboratorio, che su vera grandezza.
- 10) La fuoriuscita di gas, durante la fase di degradazione biologica della sostanza organica (sotto forma di biogas, ovvero di metano e anidride carbonica) è, invece, di primaria importanza nel modello qui descritto. Il biogas viene dunque collettato e ne viene misurata la produzione giornaliera e cumulata. Il bilancio totale di gas contenuto nel rifiuto risulta in diminuzione, poiché il rifiuto tende a produrre continuamente biogas, che però viene estratto (Fig. IV-6). La quantità di biogas contenuta nel rifiuto sarà, quindi, inversamente proporzionale alla produzione stessa di biogas (collettato).

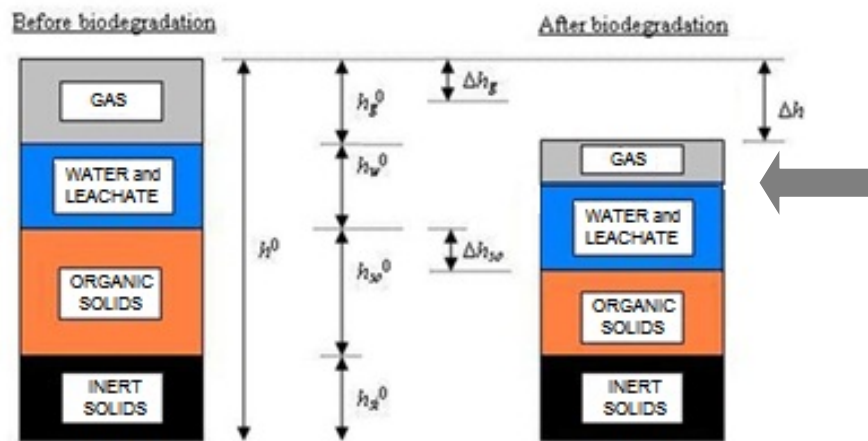


Fig. IV-6. Rappresentazione della diminuzione di gas contenuto nel rifiuto.

- 11) Durante il processo di produzione di gas, come conseguenza della biodegradazione del rifiuto, vengono normalmente considerate cinque differenti fasi: aerobica, anaerobica non metanigena, anaerobica metanigena instabile, anaerobica metanigena stabile e aerobica finale. Nel presente modello, l'inizio della produzione di biogas ($\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) viene fatta coincidere con l'inizio della fase metanigena, e quindi durante la terza e quarta fase sopra menzionate (Fig. IV-7). Nel quarto stadio, il biogas è supposto esser costituito per il 55% da metano, e per il 45% da anidride carbonica.

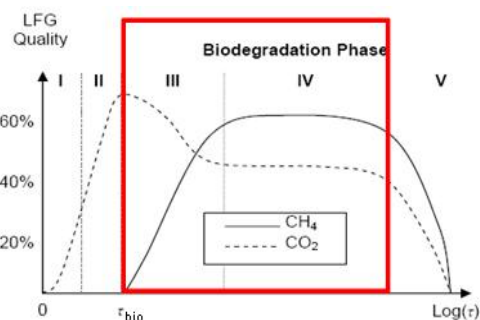


Fig. IV-7. Le fasi considerate della produzione di biogas.

1.1.5 Ipotesi relative al liquido

- 12) Anche se è inevitabile l'instaurarsi di un minimo gradiente idraulico, necessario ad assicurare la fuoriuscita dei liquidi durante la deformazione sotto carico costante, si assume l'ipotesi semplificativa che la sovrappressione neutra sia trascurabile.
- 13) La variazione di volume dell'acqua e, dunque, di spessore Δh_w , è supposta conosciuta attraverso il bilancio idrico (Fig. IV-8). Tuttavia, in analogia alle tesi di alcuni autori (Hettiarachchi et al., 2009), per semplificazione è considerata trascurabile, se comparata alle variazioni di volume di altri materiali. Inoltre, per reattori di laboratorio, la quantità totale di liquido prodotta a partire dal contenuto d'acqua del rifiuto è bassa, tanto da esser assunta trascurabile (Gourc et al., 2009, 2010; Conte e Carrubba, 2011).

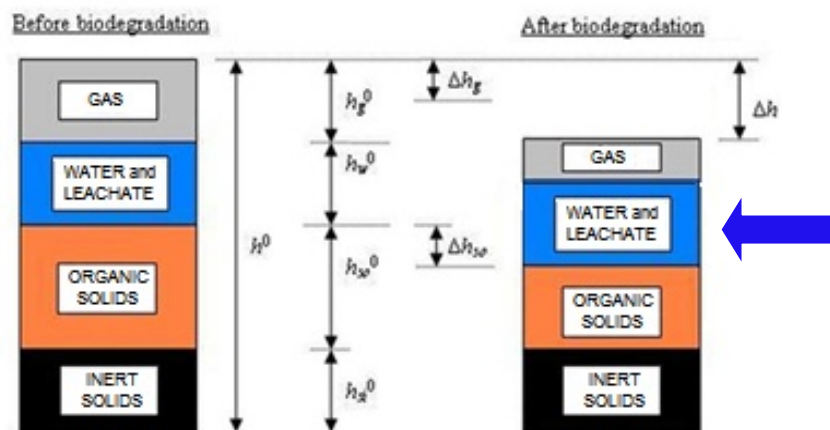


Fig. IV-8. Rappresentazione delle ipotesi relative al liquido all'interno del rifiuto: la diminuzione di liquido, essendo minima, è considerata trascurabile.

1.1.6 Formulazione iniziale

Tenuto conto delle ipotesi sopra menzionate, il modello è basato sulla seguente variazione di spessore relativa ad ogni componente i che costituisce il campione di rifiuto:

$$\Delta h = \Delta h_g + \underbrace{\Delta h_w}_{\text{trascurabile}} + \Delta h_{so} + \underbrace{\Delta h_{si}}_{=0}$$

Dividendo l'equazione soprascritta per l'altezza iniziale del campione h_0 , è possibile rappresentare la relazione in termini di deformazione secondaria $\varepsilon_{secondary}$ (chiamata anche *cedimento relativo secondario*):

$$\varepsilon_{secondary} = \varepsilon_g + \varepsilon_{so}$$

mentre, in termini di deformazione bio-meccanica, la relazione può essere espressa come:

$$\varepsilon_{secondary}(t) = \varepsilon_{creep}(t - t_{100}) + \varepsilon_{bio}(t - t_{bio})$$

Lo stato iniziale del campione coincide con la fine della compressione primaria (t_{100} , h_{100} , e_{100}), convenzionalmente stabilita al tempo t_{100} , corrispondente al 100% della compressione primaria; in questa fase, lo spessore della colonna rifiuti è h_{100} e l'indice dei vuoti e_{100} . Nell'istante in cui il tempo t supera il valore t_{100} , la deformazione secondaria $\varepsilon_{secondary}$ è data dalla relazione summenzionata, in cui ε_{creep} = compressione secondaria dovuta al *creep* (%);

ε_{bio} = compressione secondaria dovuta alla degradazione biologica (%), e t_{bio} = istante corrispondente all'inizio della biodegradazione (giorni o anni).

1.2 La deformazione meccanica dovuta al *creep*

La componente meccanica di deformazione è stata modellata, distinguendola dalla parte biologica, secondo la seguente legge di *creep* (Olivier e Gourc, 2007; Machado et al., 2008):

$$\varepsilon_{creep} = \frac{\Delta h_{creep}}{h_{100}} = C_{\alpha\&M} \cdot \log_{10} \left(\frac{t}{t_{100}} \right)$$

dove ε_{creep} = deformazione meccanica dovuta al *creep* (%); $C_{\alpha\&M}$ = coefficiente di compressione secondaria meccanica ottenuta a partire dai dati di deformazione, nell'ipotesi che il rifiuto sia comparabile ad un terreno normalmente consolidato (-) e t_{100} = tempo corrispondente alla fine della compressione primaria o tempo d'inizio della compressione secondaria meccanica (giorni o anni). Le modalità di determinazione del coefficiente $C_{\alpha\&M}$ vengono spiegate nel paragrafo 4.3 del presente capitolo.

1.3 La deformazione indotta dalla componente biologica

1.3.1 Determinazione della deformazione indotta dalla componente biologica tramite l'utilizzo del modello dell'USEPA (2005)

Per esprimere la deformazione indotta dalla componente biologica è stato considerato un semplice modello biochimico, basato sulla conversione *solido-gas* della materia organica.

Per semplificazione, è stata fatta l'ipotesi che la degradazione sia funzione della produzione di biogas registrata, in maniera analoga a ciò che è stato fatto da Machado et al. (2009). Differenti modelli sono stati proposti per esprimere la produzione di biogas (Cossu et al., 1996). In questo studio, il primo approccio è stato quello di esprimere la variazione di massa della materia organica secondo una cinetica di primo ordine, basata sulla modellazione della produzione di biogas fornita dall'USEPA (*United States Environmental Protection Agency*, USEPA, 2005). La scelta di utilizzare una cinetica di primo ordine per descrivere il processo di biodegradazione è diffusa in letteratura (Elagroudy et al., 2008); spesso, infatti, viene utilizzata una funzione empirica per esprimere la deformazione indotta dalla componente biologica.

La prima parte del modello dell'USEPA richiede la costruzione della curva di produzione giornaliera di biogas, a partire dai dati osservati, secondo la seguente relazione:

$$Y(t) = BP \cdot k \cdot e^{-k \cdot (t - t_{bio})}$$

in cui:

- $Y(t)$ è la produzione giornaliera di biogas (Nm³/t DM×giorno). Questo è un parametro dedotto a partire dagli altri parametri, descritti in seguito, e permette di modellare i dati di produzione giornaliera effettivamente registrati. L'unità di misura espressa in Normal m³ ipotizza che ci siano condizioni *normali*, ad una temperatura di 25°C ed alla pressione atmosferica.

- BP è il potenziale di biogas (*Biogas Potential*) ottenibile durante la fase metanigena (Nm^3 biogas/t DM). Ogni rifiuto, a partire dalla sua composizione, avrà un *potenziale* di produzione di biogas, che varia a seconda della tipologia del rifiuto considerato. Data quindi l'incapacità di prevedere quale sarà questa produzione potenziale di biogas, in questo studio il parametro BP viene fatto coincidere con il parametro BP_{eff} , ovvero con il valore (registrato) di produzione cumulata di biogas, ottenibile a fine prova.

La produzione cumulata di biogas è data dalla seguente espressione:

$$Q(t) = BP \cdot \int_{t=t_{bio}}^t k \cdot e^{-k \cdot (T-t_{bio})} \cdot dT$$

con $Q(+\infty) = BP_{eff}$.

- k è la velocità di generazione di biogas (anni^{-1}), o velocità di decadimento nell'espressione che utilizza la cinetica di primo ordine. Tale parametro da un'idea di *quanto rapidamente* avviene la degradazione della sostanza organica, e quindi *quanto rapidamente* si sviluppa la deformazione secondaria biologica. Valori tipici di k sono riportati in Tab. IV-1.

Tab. IV-1. Valori tipici di k , dipendenti dalla scala considerata e dalla biodegradabilità del rifiuto.

Scala	Tipo di rifiuto	k (anni^{-1})	k (ore^{-1})
Test di laboratorio	Rapidamente biodegradabile	$> 5,00$	$> 5,7 \times 10^{-4}$
	Moderatamente biodegradabile	$1,50 - 5,00$	$1,7 \times 10^{-4} - 5,7 \times 10^{-4}$
	Poco biodegradabile	$0,50 - 1,50$	$5,7 \times 10^{-5} - 1,7 \times 10^{-4}$
Discarica	Biodegradabile	$0,02 - 0,20$	$2,3 \times 10^{-6} - 2,3 \times 10^{-5}$

- t_{bio} è il tempo (anni) corrispondente all'inizio della degradazione anaerobica nella fase metanigena instabile (vedi paragrafo 1.1.4). Il tempo t_{bio} , quindi, viene fissato in corrispondenza dell'inizio di questa fase, ovvero quando si comincia ad ottenere un aumento della produzione di metano nella composizione del biogas.

Utilizzando i dati osservati di biogas, il valore di k è determinato a partire dal cosiddetto valore di vita media (*half-life value*):

$$k = \frac{\ln(2)}{t_{1/2} - t_{bio}}$$

in cui $t_{1/2}$ è il tempo registrato in corrispondenza della metà della produzione cumulata di biogas (anni). Per ottenere questo parametro, è necessario disporre della curva di produzione cumulata di biogas; nel caso in cui venga realizzato un test su un reattore di laboratorio, è necessario attendere la fine del test, per poter avere a disposizione i dati sulla produzione cumulata di biogas.

I parametri osservati e registrati durante le prove di laboratorio o le campagne di monitoraggio sui siti a vera grandezza, sono t_{bio} , $t_{1/2}$ e BP_{eff} , mentre quelli derivati dall'utilizzo delle relazioni proposte dall'USEPA sono k e $Y(t)$ (Fig. IV-9 e Fig. IV-10).

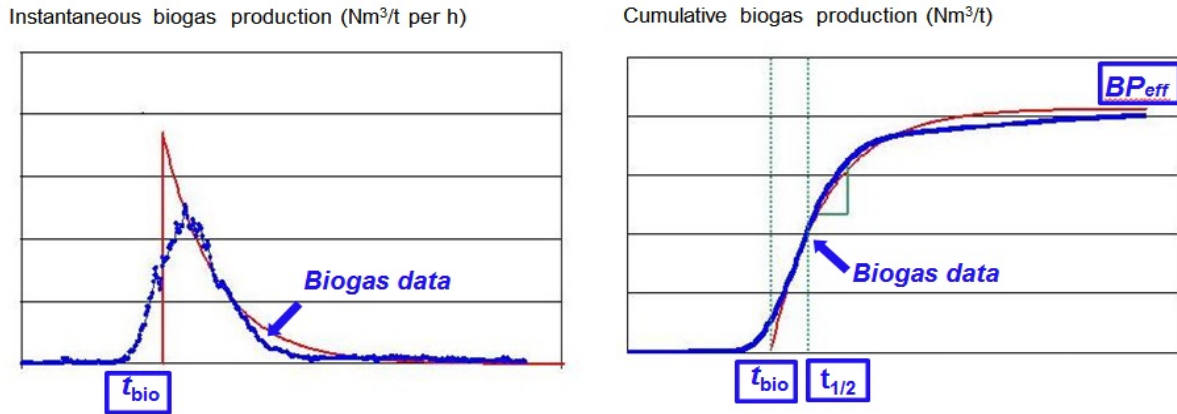


Fig. IV-9. Produzione di biogas giornaliera e cumulata: rappresentazione dei parametri osservati t_{bio} , $t_{1/2}$ e BP_{eff} .

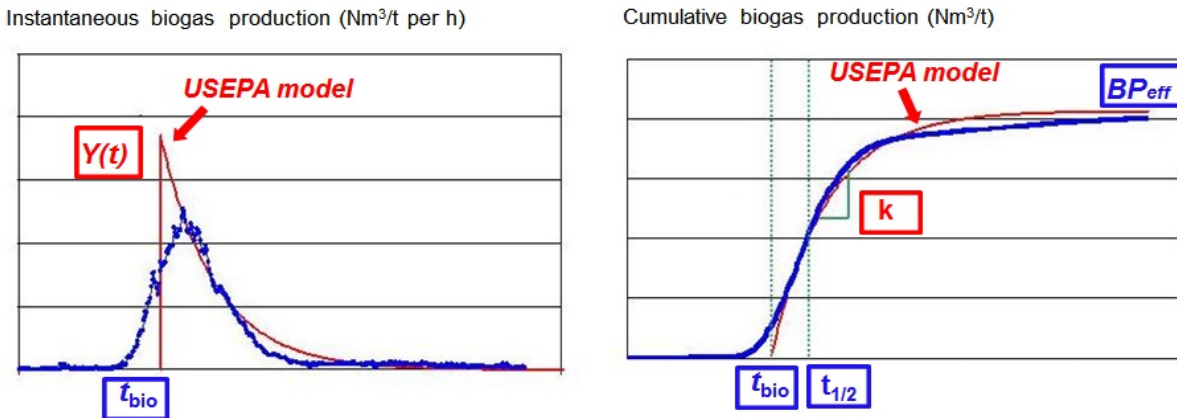


Fig. IV-10. Produzione di biogas giornaliera e cumulata: rappresentazione dei parametri derivati k e $Y(t)$.

Questa fase iniziale permette di definire, a partire dai dati osservati della produzione di biogas, i parametri t_{bio} , $t_{1/2}$ e BP_{eff} , ricavandone di conseguenza k . Tali parametri sono importanti poiché entrano in seguito nella modellazione finale delle deformazioni secondarie. La produzione di biogas, derivante alla trasformazione di parte della massa solida organica in massa gassosa, verrà dunque relazionata alla deformazione secondaria di tipo biologico, come è possibile osservare schematicamente in Fig. IV-11.

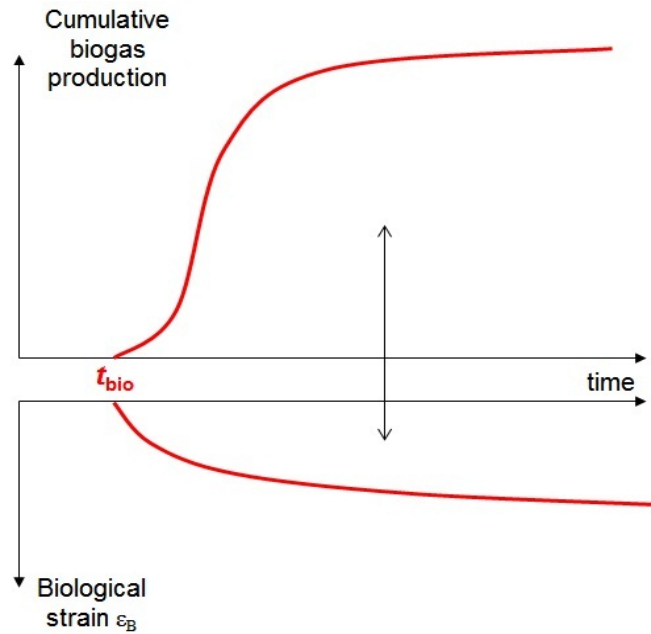


Fig. IV-11. Schematizzazione della relazione tra la produzione cumulata di biogas e la deformazione biologica indotta.

La parte successiva del modello, infatti, si basa sulla ricerca di un'espressione finale per le deformazioni secondarie totali, che unisca sia la componente meccanica che quella biologica. Per giungere a ciò, viene considerata inizialmente la variazione totale di volume della sostanza organica solida, espressa secondo la relazione:

$$\Delta V_{so} = \Delta \left(\frac{m_{so}}{\rho_{so}} \right)$$

Supponendo che la densità volumetrica della sostanza solida organica ρ_{so} sia costante (pari a quella iniziale: $\rho_{so} = \rho_{so0}$) e che non vari durante il processo di degradazione, si ottiene:

$$\Delta V_{so} = \frac{1}{\rho_{so0}} \cdot \Delta m_{so}$$

La variazione Δm_{so} della massa solida organica è supposta seguire una cinetica di primo ordine (USEPA, 2005) a partire dal tempo t_{bio} (ovvero quando la biodegradazione comincia) e viene espressa dalla seguente relazione:

$$-\frac{dm_{so}}{dt} = m_{so0} \frac{Y(t)}{BP} = m_{so0} \cdot k \cdot e^{-k \cdot (t-t_{bio})}$$

in cui m_{so0} = massa solida organica iniziale (kg).

E' possibile scrivere la variazione di volume della sostanza solida organica come segue:

$$\Delta V_{so} = \frac{1}{\rho_{so0}} \cdot \left(\int_{T=0}^{t-t_{bio}} -m_{so0} \cdot k \cdot e^{-k \cdot T} \cdot dT \right) = \frac{m_{so0}}{\rho_{so0}} \cdot \left(1 - e^{-k \cdot (t-t_{bio})} \right)$$

La massa della materia solida organica biodegradabile è una frazione della massa solida iniziale presente prima del processo di biodegradazione, e può essere espressa secondo la relazione:

$$m_{so0} = c \cdot m_{s0}$$

in cui c = contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile (%), analogo al coefficiente BF (*Biodegradable Fraction*), considerato da Machado et al. (2009) nell'espressione del contenuto di sostanza organica del materiale. In questo caso, c sarà ottenuto in funzione della composizione del rifiuto solido urbano.

In aggiunta, la densità secca iniziale globale ρ_{d0} può essere espressa secondo la relazione:

$$\rho_{d0} = \frac{m_{s0}}{V_0}$$

Alla fine è possibile trovare l'espressione della deformazione indotta dalla degradazione della sostanza organica:

$$\begin{aligned} \varepsilon_{bio} &= \frac{\Delta h_{so}}{h_0} = \frac{\Delta V_{so}}{V_0} = \frac{\frac{m_{so0}}{\rho_{so0}} \cdot (1 - e^{-k \cdot (t-t_{bio})})}{\frac{m_{s0}}{\rho_{d0}}} = \frac{\frac{c \cdot m_{s0}}{\rho_{so0}} \cdot (1 - e^{-k \cdot (t-t_{bio})})}{\frac{m_{s0}}{\rho_{d0}}} \\ \varepsilon_{bio} &= \frac{\rho_{d0}}{\rho_{so0}} \cdot c \cdot (1 - e^{-k \cdot (t-t_{bio})}) \end{aligned}$$

1.3.2 Determinazione della deformazione indotta dalla componente biologica tramite l'utilizzo del modello della SWANA

La deformazione indotta dalla decomposizione della sostanza organica può essere espresso a partire dal modello di produzione di biogas elaborato dalla SWANA (*Solid Waste Association of North America*, d'ora in poi chiamato semplicemente modello SWANA), che segue anch'esso una cinetica di degradazione del primo ordine (Cossu et al., 1996). Questo modello, che differisce leggermente dal modello USEPA e che permette di descrivere meglio la fase ascendente della curva di produzione di biogas all'inizio della biodegradazione, è basato sulla seguente espressione, relativa alla produzione giornaliera di biogas:

$$Y(t) = BP \cdot k' \cdot e^{-k' \cdot (t-t'_{bio})} \cdot \frac{k'+s}{s} \cdot (1 - e^{-s \cdot (t-t'_{bio})})$$

in cui:

- s è un parametro di forma, assunto dalla curva che modella la produzione giornaliera e cumulata di biogas (anni^{-1});
- t'_{bio} è il tempo (anni) corrispondente all'inizio della degradazione anaerobica nella fase metanigena instabile e non è detto che coincida con il t_{bio} del modello USEPA;
- k' è la velocità di generazione di biogas (anni^{-1}), o velocità di decadimento nell'espressione che utilizza una cinetica di primo ordine.

La forma ottenuta da questo modello permette di avvicinarsi maggiormente ai dati sperimentali incontrati nella bibliografia; l'obiettivo, perciò, è notare se, tramite questo modello, sia possibile ottenere una migliore modellazione delle deformazioni secondarie.

Seguendo il percorso utilizzato per dedurre la deformazione prodotta dalla degradazione della sostanza organica sviluppato nel paragrafo 1.3.1, si perviene alle seguenti formulazioni:

$$-\frac{dm_{so}}{dt} = m_{so0} \frac{Y(t)}{BP} = m_{so0} \cdot k' \cdot e^{-k'(t-t'_{bio})} \left(\frac{k'+s}{s} \right) \left(1 - e^{-s(t-t'_{bio})} \right)$$

$$\Delta V_{so} = \frac{1}{\rho_{so0}} \cdot \left[\left(\frac{k'+s}{s} \right) \cdot \int_{T=0}^{t-t'_{bio}} m_{so0} \cdot k' \cdot e^{-k'T} \cdot dT - \left(\frac{k'}{s} \right) \cdot \int_{T=0}^{t-t'_{bio}} m_{so0} \cdot (k'+s) \cdot e^{-(k'+s)T} \cdot dT \right]$$

$$\Delta V_{so} = \frac{m_{so0}}{\rho_{so0}} \cdot \left[\left(\frac{k'+s}{s} \right) \cdot \left(1 - e^{-k'(t-t'_{bio})} \right) - \left(\frac{k'}{s} \right) \cdot \left(1 - e^{-(k'+s)(t-t'_{bio})} \right) \right]$$

Si ottiene, a partire dal modello SWANA di produzione di biogas, la seguente equazione di deformazione prodotta dalla degradazione della sostanza organica:

$$\varepsilon_{bio} = \frac{\rho_{d0}}{\rho_{so0}} \cdot c \cdot \left[1 + \frac{k'}{s} e^{-(k'+s)(t-t'_{bio})} - \left(\frac{k'+s}{s} \right) e^{-k'(t-t'_{bio})} \right]$$

1.3.3 Ipotesi di calcolo dei parametri del modello SWANA a partire dal modello USEPA

Il modello SWANA utilizza dei parametri che non sono ancora molto ben definiti in letteratura, soprattutto per quanto riguarda la velocità di decadimento k' e il parametro di forma s . Per questo motivo, lo studio si focalizza sulla definizione di questi parametri a partire dalla conoscenza dei parametri del modello USEPA, dei quali, invece, ben si conosce la loro natura e le relazioni costitutive.

Lo scopo, infatti, è quello di trovare una deduzione dei parametri del modello di produzione di biogas SWANA a partire dal modello USEPA, la quale permetta di rappresentare in modo efficace i dati giornalieri e cumulati di produzione di biogas e di descrivere meglio la fase ascendente di produzione, cosa che il modello USEPA non riesce a fornire.

I parametri riguardanti la modellazione della produzione di biogas, soggetti a definizione, sono i seguenti:

- la velocità di generazione di biogas k' ;
- la produzione finale di biogas effettivamente osservata BP_{eff} ;
- il tempo d'inizio della produzione di biogas durante la degradazione anaerobica, nella fase metanigena instabile t'_{bio} ;
- il tempo di picco di produzione giornaliera di biogas t'_{peak} ;
- il parametro di forma s .

Nell'ipotesi che la cinetica di degradazione della sostanza organica sia la stessa tra i due modelli, si suppone che il valore della velocità k di produzione di biogas, secondo il modello USEPA, sia uguale al k' del modello SWANA. Ciò è fisicamente ragionevole perché le due curve di produzione di biogas rappresentano i dati osservati e, dunque, devono mantenere la stessa pendenza. Questo consente la seguente relazione:

$$k'_{(SWANA)} = k_{(USEPA)}$$

Il parametro BP_{eff} è conosciuto perché rappresenta la produzione di biogas finale, a tempo teoricamente infinito, che si osserva a partire dai dati reali. Esso deriva dalla semplice osservazione e registrazione finale della quantità cumulata di biogas prodotta: ne consegue che BP_{eff} rimarrà lo stesso per entrambi i modelli.

Il tempo t'_{bio} d'inizio della produzione di biogas durante la degradazione anaerobica, nella fase metanigena instabile, per il modello SWANA, o più semplicemente, il tempo d'inizio della biodegradazione, è supposto cominciare precedentemente rispetto al t_{bio} trovato secondo il modello USEPA (Fig. IV-12a). Il tempo t'_{bio} è stato fatto corrispondere al tempo che si ottiene quando è stato prodotto, cumulativamente, il 3% della produzione totale di biogas (Fig. IV-12b):

$$t'_{bio} = t_{(3\% BP)}$$

Ovviamente, anche questo parametro viene definito a posteriori, una volta terminato il test, ed avendo a disposizione tutti i dati relativi alle quantità di biogas prodotto.

L'istante di picco di produzione di biogas t_{peak} della curva di produzione giornaliera del modello USEPA, è uguale al tempo d'inizio della degradazione t_{bio} , dato il carattere strettamente impulsivo della prima equazione presente nel paragrafo 1.3.1 (Fig. IV-12a). Per poter modellare la curva di produzione giornaliera di biogas secondo il modello SWANA, l'istante di picco t'_{peak} è stato supposto essere uguale all'istante di picco t_{peak} del modello USEPA, sempre rimanendo nell'ipotesi di dedurre i parametri del modello SWANA a partire da quello USEPA. Ciò porta alla seguente relazione (Fig. IV-12a):

$$t'_{peak(SWANA)} = t_{bio(USEPA)} = t_{peak(USEPA)}$$

Ora, conoscendo BP_{eff} dai dati osservati, e conoscendo la velocità di produzione di biogas k' , l'istante di picco t'_{peak} ed il tempo d'inizio della produzione di biogas t'_{bio} , è possibile determinare il parametro di forma s . Sapendo che al picco si ha la massima produzione di biogas, è possibile derivare, rispetto al tempo, l'equazione base del modello SWANA (prima equazione riportata nel paragrafo 1.3.2) relativa alla produzione giornaliera di biogas, ed eguagliarla a zero. Si determinano, così facendo, due equazioni che sono verificate all'istante di picco:

$$k = \frac{s \cdot e^{-s(t'_{peak} - t'_{bio})}}{1 - e^{-s(t'_{peak} - t'_{bio})}}$$

$$s = \frac{\ln\left(\frac{k'+s}{k'}\right)}{t'_{peak} - t'_{0B}}$$

in cui il parametro s (anni^{-1}) viene ricavato per iterazioni successive.

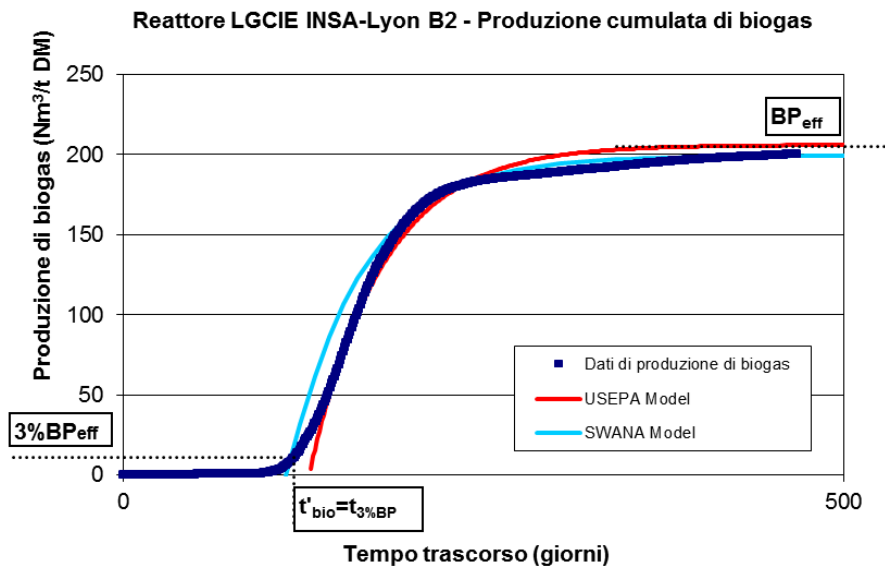
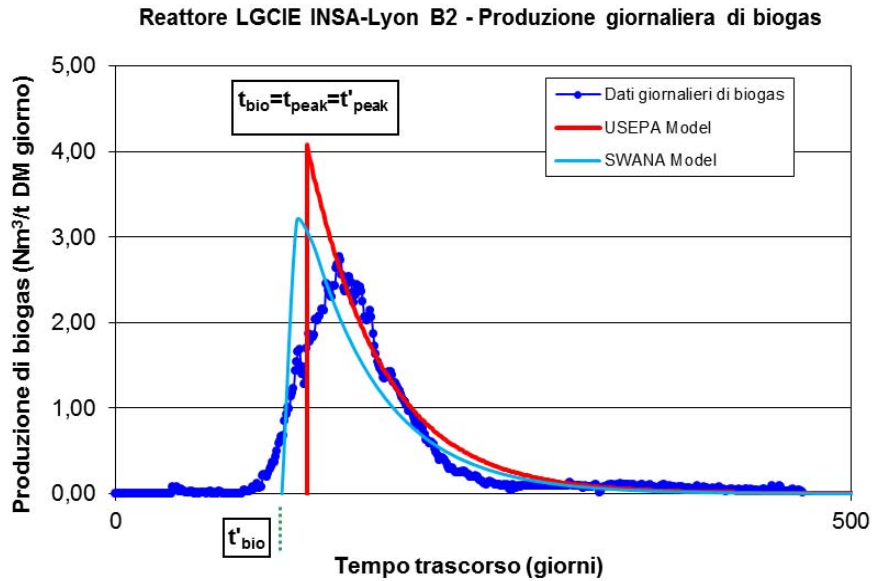


Fig. IV-12. a) Curva di produzione di biogas giornaliera e b) curva di produzione di biogas cumulata per un reattore di laboratorio, e significato dei parametri utilizzati.

In Tab. IV-2 sono riassunte tutte le relazioni alla base del modello USEPA, utilizzate, a loro volta, nella determinazione dei parametri base del modello SWANA.

Tab. IV-2. Le relazioni base del modello USEPA e del modello SWANA.

Relazione e parametri	Modello USEPA	Modello SWANA
Equazione di produzione giornaliera di biogas	$Y(t) = BP \cdot k \cdot e^{-k \cdot (t-t_{bio})}$	$Y(t) = BP \cdot k' \cdot e^{-k' \cdot (t-t'_{bio})} \cdot \frac{k'+s}{s} \cdot (1 - e^{-s \cdot (t-t'_{bio})})$
Velocità di generazione di biogas	k	$k' = k$
Inizio della biodegradazione	t_{bio}	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$
Picco di produzione di biogas	$t_{peak} = t_{bio}$	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$
Parametro di forma	–	s

1.4 L'espressione della deformazione secondaria totale

L'unione della parte meccanica della deformazione secondaria con la parte di degradazione biologica, permette di costruire la relazione finale che sta alla base del modello bio-meccanico proposto (Fig. IV-13), rispettivamente a partire dal modello di produzione di biogas derivato dall'USEPA:

$$\varepsilon_{secondary} = \underbrace{C_{\alpha \varepsilon M} \cdot \log_{10} \left(\frac{t}{t_{100}} \right)}_{\text{Mechanical Model}} + \underbrace{\frac{\rho_{d0}}{\rho_{so0}} \cdot c \cdot (1 - e^{-k \cdot (t-t_{bio})})}_{\text{Biochemical Model}}$$

e da quello derivato dalla SWANA:

$$\varepsilon_{secondary} = \underbrace{C_{\alpha \varepsilon M} \cdot \log_{10} \left(\frac{t}{t_{100}} \right)}_{\text{Mechanical Model}} + \underbrace{\frac{\rho_{d0}}{\rho_{so0}} \cdot c \cdot \left[1 + \frac{k'}{s} e^{-(k'+s)(t-t'_{bio})} - \left(\frac{k'+s}{s} \right) e^{-k'(t-t'_{bio})} \right]}_{\text{Biochemical Model}}$$

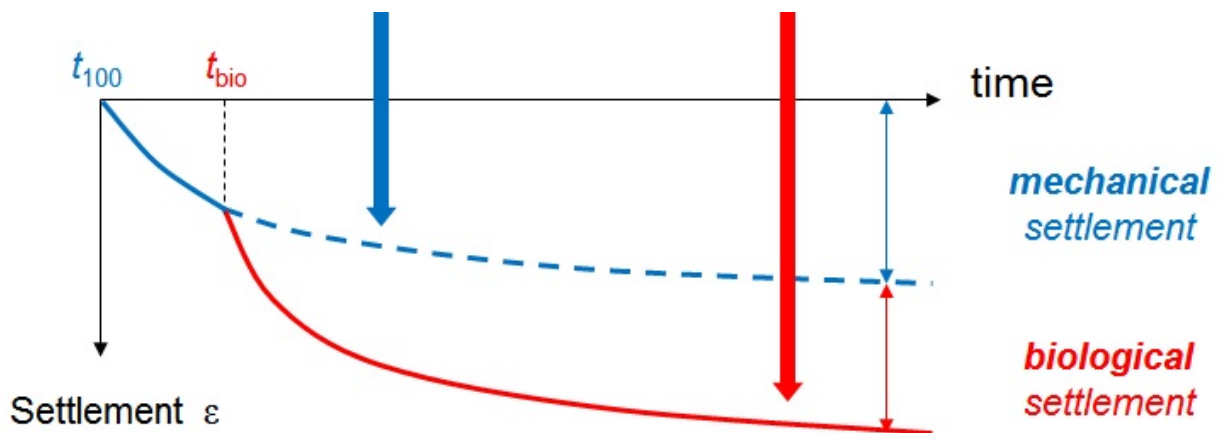


Fig. IV-13. Rappresentazione della suddivisione della deformazione secondaria totale in una componente di natura meccanica ed una componente di natura biologica.

2. LA DETERMINAZIONE DEL CONTENUTO BIODEGRADABILE DEL RIFIUTO

2.1 Metodi di valutazione del contenuto biodegradabile del rifiuto o delle sue componenti

Molteplici prove, citate in letteratura, sono state condotte per stimare il contenuto biodegradabile dei rifiuti. Stinson e Ham (1995) hanno analizzato l'influenza della lignina (Li) nella degradazione anaerobica della cellulosa (Ce) tramite il test del BMP (*Biochemical Methane Potential*). I loro risultati hanno provato che la biodegradazione della cellulosa nei giornali può essere migliorata secondo la separazione della lignina dalla cellulosa, tramite trattamenti fisici o chimici. Gli autori hanno dimostrato, ancora, che solamente il 50% della cellulosa presente nei giornali non trattati è degradabile e che la de-lignificazione parziale con l'acido cloridrico aumenta la quantità di cellulosa disponibile per la degradazione.

Eleazer et al. (1997) hanno valutato il potenziale di degradazione dei rifiuti misurando la produzione di metano e dividendola per il potenziale empirico della sua produzione, calcolato supponendo una conversione del 100% della cellulosa, dell'emicellulosa (He) e delle proteine in metano ed anidride carbonica. Essi hanno anche valutato le possibili relazioni tra:

- $(Ce+He)$ con la concentrazione e la produzione di metano;
- $(Ce+He)/Li$ con il contenuto d'acqua;
- $(Ce+He)/Li$ con la degradazione.

Gli autori hanno concluso che la sola concentrazione di lignina non può essere un buon indicatore della disponibilità di cellulosa per la sua degradazione.

Altri autori hanno cercato di trovare una correlazione tra il grado di biodegradazione del rifiuto con i dati ottenuti da differenti prove di laboratorio. E' il caso, per esempio, di Godley et al. (2005), i quali hanno identificato undici diversi metodi, fisico-chimico-biologici, per la valutazione della biodegradabilità dei rifiuti organici, quali: contenuto d'acqua, contenuto di materia secca (DM), contenuto di lignina e di cellulosa, ADF (*Acid Detergent Fibre*) e ADL (*Acid Digestible Lignin*), LOI (*Loss On Ignition*), contenuto di ceneri, DOC (*Dissolved Organic Carbon*), COD (*Chemical Oxygen Demand*) e BOD (*Biochemical Oxygen Demand*), TA (*Total Azote*), idrolisi della cellulosa, test del BMP anaerobico. Nel loro lavoro, hanno concluso che i metodi migliori sono il calcolo del contenuto in materia secca e del LOI , per la caratterizzazione del rifiuto. ADF , ADL e contenuto di cellulosa forniscono delle informazioni sulla composizione del rifiuto, ma non forniscono una diretta indicazione della biodegradabilità del rifiuto. Il test del BMP, infine, è stato fornito per dare una valutazione migliore sulla biodegradazione della sostanza organica.

Zheng et al. (2007) hanno osservato che la valutazione della degradazione dei rifiuti solidi urbani può essere fatta a partire dall'analisi delle fibre, ovvero delle quantità di cellulosa, emicellulosa e lignina nel rifiuto. Essi hanno dimostrato anche una correlazione molto forte tra il rapporto $(Ce+He)/Li$ e la produzione di biogas cumulato, utilizzando il test del BMP.

Ivanova et al. (2008b) hanno valutato la biodegradabilità di un campione di rifiuti solidi urbani che è stato utilizzato in una serie di esperimenti sui cedimenti a larga scala, usando il test del BMP.

E' possibile, dunque, concludere che il test del BMP viene frequentemente utilizzato: le principali tecniche per la sua misurazione sono molto sviluppate e di solito comprendono l'incubazione di una piccola porzione rappresentativa di rifiuto, sotto condizioni anaerobiche, ad una temperatura di 30°C, favorevole alla produzione delle popolazioni batteriche. Questo tipo di test permette di valutare la parte biodegradabile del rifiuto osservando la produzione di metano.

2.2 Analisi puntuale dei parametri di modello

L'equazione riportata nel paragrafo 1.1.2 è alla base del modello perché fornisce l'espressione del contenuto gravimetrico c di sostanza organica biodegradabile nel rifiuto come rapporto tra la massa solida organica che si è biodegradata e la massa solida totale. Inizialmente, è indispensabile determinare i parametri necessari per la formulazione analitica del modello.

L'ipotesi fondamentale assunta in questo lavoro, quando si fa riferimento alla produzione di biogas e di metano, è di prendere in considerazione la fase di metanogenesi instabile e stabilizzata (terza e quarta fase della Fig. IV-7), con una percentuale di CH₄ (supposta teoricamente dalla maggior parte degli autori in letteratura) del 55% e una percentuale di CO₂ del 45%.

- $f_i, f_{i,bio}$: frazione della singola componente del rifiuto e frazione della componente organica degradabile (%)

Questi parametri dipendono dal tipo di rifiuto e dalla sua composizione (esempio di frazione di rifiuto: particelle fini o passante al $D=20$ mm, materiale putrescibile, carta, cartoni, legno, vegetale o *greenwaste*, tessili, plastiche, vetro, metalli, inerte). Il parametro f_i viene espresso tramite il rapporto tra la massa secca della semplice componente i del rifiuto $m_{s,i}$ (kg) e la massa secca totale m_s (kg), secondo la relazione:

$$f_i = \frac{m_{s,i}}{m_s}$$

Si è supposto che la produzione di biogas sia determinata solamente da cinque di queste componenti, denominate $f_{i,bio}$, quali: il passante al $D=20$ mm; il materiale putrescibile; la carta ed i cartoni; i tessili; il legno ed i vegetali. La Tab. IV-3 presenta le percentuali di queste componenti per i diversi casi analizzati. La Fig. IV-14 mostra le differenti frazioni f_i considerate del rifiuto.

In questo lavoro viene presentata una caratterizzazione della composizione iniziale del rifiuto, utilizzando il metodo MODECOM™ – *Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères* (ADEME, 1993). La composizione del rifiuto, espressa in percentuale di massa umida (WM), risulta inizialmente conosciuta ma, generalmente, si ha la tendenza ad esprimerla in percentuale di massa secca (DM). Quest'ultima si può determinare facilmente, se si conosce il contenuto d'acqua tipico di ciascuna componente i del rifiuto (Tab. IV-4), secondo le seguenti relazioni:

$$f_{i(WM)} \times (1 - w_i) = \text{proporz.}_{i(DM)} \quad f_{i(DM)} = \frac{\text{proporz.}_{i(DM)}}{\sum_i \text{proporz.}_{i(DM)}}$$

in cui $f_{i(WM)}$ = frazione, in massa umida, di ogni componente i del rifiuto (%); w_i = contenuto d'acqua tipico di ogni componente i del rifiuto; $proporzi_{i(DM)}$ = nuove proporzioni, in massa secca, di ogni componente i del rifiuto e $f_{i(DM)}$ = frazione, in massa secca, di ogni componente i del rifiuto (%).

Tab. IV-3. Percentuali delle diverse frazioni $f_{i,bio}$ di rifiuto nei casi analizzati.

Campioni considerati	Frazioni $f_{i,bio}$ (%) dei rifiuti considerati				
	Passante al D=20mm	Materiale putrescibile	Carta e cartoni	Tessili	Legno e vegetali
<i>CARs</i>	10,6%	1,1%	26,8%	3,2%	26,2%
<i>Miscele S10 e F10</i>	56,7%	1,8%	11,8%	0,5%	1,8%
<i>LGCIE INSA-Lyon A</i>	23,1%	1,5%	27,1%	6,5%	4,1%
<i>LGCIE INSA-Lyon B</i>	24,3%	1,6%	26,3%	5,8%	3,8%
<i>CRPE ELIA</i>	17,2%	13,0%	21,5%	8,2%	0,7%
<i>LTHE-Ciclade 1</i>	19,3%	19,3%	17,7%	2,9%	8,1%
<i>Rifiuto veronese - Test IG</i>	54,9%	2,0%	13,1%	1,6%	5,1%
<i>Rifiuto veronese - Test IP</i>	7,9%	18,1%	16,6%	5,8%	16,4%
<i>Rifiuto tipico americano</i>	6,7%	6,7%	25,8%	6,6%	8,6%

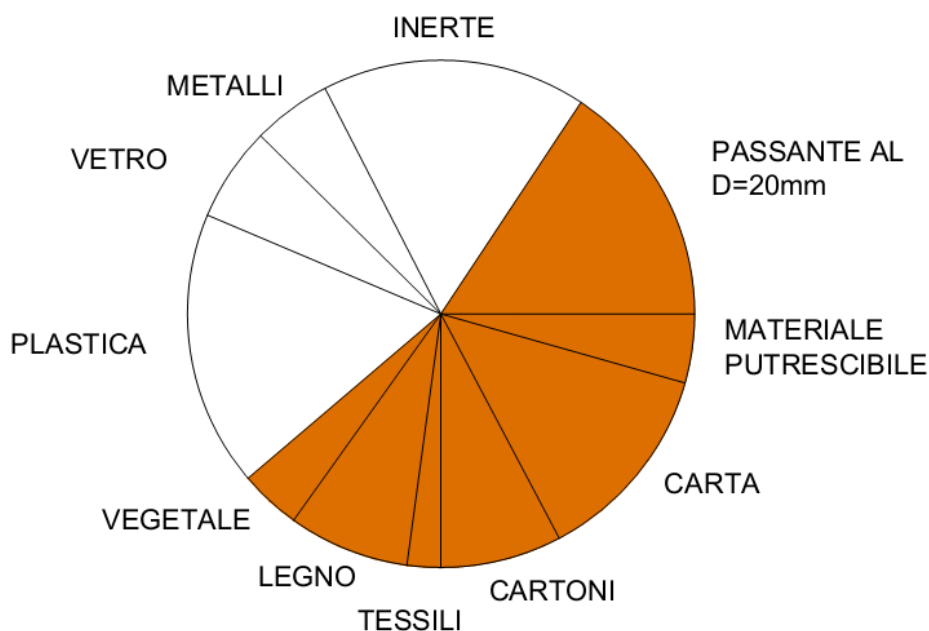


Fig. IV-14. Le differenti frazioni f_i di rifiuto considerate; in marrone, le frazioni denominate $f_{i,bio}$, responsabili della produzione di biogas.

Tab. IV-4. Contenuto d'acqua tipico delle differenti componenti di rifiuto (ADEME, 1993).

Componente	Contenuto d'acqua tipico (%)	Componente	Contenuto d'acqua tipico (%)
Particelle fini	40,4%	Plastiche	23,7%
Materiali putrescibili	63,3%	Vetro	0,6%
Carta e cartoni	26,7%	Metalli	8,7%
Tessili	23,5%	Inerti, miscellaneo	9,9%
Legno e vegetali	20,1%		

• ρ_{d0} , ρ_{s00} : densità secca iniziale e densità iniziale dei solidi organici (t/m^3)

I parametri ρ_{d0} e ρ_{s00} possono essere conosciuti a partire dalla composizione del rifiuto. Laddove non siano specificati in letteratura i valori di questi due parametri, oppure non siano stati trovati sperimentalmente, Landva e Clark (1990) e Beaven e Powrie (1995) propongono dei valori-guida per la determinazione della densità secca del rifiuto, la densità di ciascuna componente solida e la densità di ciascuna componente a saturazione (Tab. IV-5).

Tab. IV-5. Valori guida proposti da Landva e Clark (1990) e Beaven e Powrie (1995).

Componenti del rifiuto	Densità secca $\rho_{d,i}$ (t/m^3)	Densità dei solidi $\rho_{s,i}$ (t/m^3)	Densità satura (t/m^3)
Passante al $D=20$ mm	1,00	1,25	1,20
Materiali putrescibili	1,00	1,25	1,20
Carta e cartoni	0,40	2,00	1,20
Tessili	0,30	0,43	0,60
Legno	1,00	1,25	1,20
Vegetali	1,00	1,25	1,20
Plastiche	1,00	1,00	1,00
Vetro	2,90	2,90	2,90
Metalli	6,00	6,00	6,00
Inerti, miscellaneo	1,00	1,25	1,20

Il calcolo delle densità, a partire da questi valori-guida, può essere fatto in maniera analoga a quanto proposto da Olivier e Gourc (2007). La densità secca iniziale del rifiuto esprime un rapporto tra massa secca m_d e volume secco V_d . Tuttavia, essa può essere considerata come una media delle singole densità secche $\rho_{d,i}$ di ogni componente i del rifiuto, calcolata nel seguente modo:

$$\rho_{d0} = \frac{m_d}{V_d} = \frac{1}{\sum_1^n f_i \times \frac{1}{\rho_{d,i}}}$$

Allo stesso modo è possibile calcolare la densità solida iniziale del rifiuto, considerandola come media delle singole densità di ogni componente solida i del rifiuto $\rho_{s,i}$, e calcolata nel seguente modo:

$$\rho_{s0} = \frac{m_s}{V_s} = \frac{1}{\sum_1^n f_i \times \frac{1}{\rho_{s,i}}}$$

La densità iniziale solida organica ρ_{so0} , invece, considera le componenti del rifiuto soggette a decomposizione biologica e, pertanto, rappresenta una quota della densità solida iniziale ρ_{s0} . Di conseguenza, può esser stimata tramite una semplice proporzione, a partire dall'equazione precedentemente usata:

$$\left(\sum_1^n f_i \times \frac{1}{\rho_{s,i}} \right) : \rho_{s0} = \left(\sum_1^n f_{i,bio} \times \frac{1}{\rho_{so,i}} \right) : \rho_{so0}$$

• c_i : contenuto gravimetrico biodegradabile della frazione $f_{i,bio}$ del rifiuto (%)

Tale parametro, che dipende dalla singola componente $f_{i,bio}$ di rifiuto, viene espresso come rapporto tra la massa solida organica $m_{so,i}$ della singola componente i del rifiuto e la massa solida $m_{s,i}$ della stessa componente, secondo la relazione:

$$c_i = \frac{m_{so,i}}{m_{s,i}}$$

Il contenuto biodegradabile di ciascuna frazione, inizialmente, è stato considerato a partire dai valori-guida presenti in letteratura (Machado et al. 2009 ed altre referenze, Tab. IV-6). La Fig. IV-15 mostra i diversi contenuti biodegradabili delle cinque componenti i considerate del rifiuto.

Tab. IV-6. Valore del parametro c_i secondo diversi autori.

Referenze relative al valore di c_i (%)	Valori di riferimento					
	Passante al $D=20$ mm	Materiale putrescibile	Carta	Cartoni	Tessili	Legno e vegetali
<i>Tchobanoglous et al., 1993</i>	–	52%	44%	38%	40%	61%
<i>Lobo, 2003</i>	–	50%	40%	41%	32%	17%
<i>Machado et al., 2009</i>	–	50%	35%	40%	30%	20%
<i>Bayard et al., 2009</i>	36%	28%	35%	46%	63%	6%
<i>Valore scelto (media valori)</i>	35%	50%	40%	40%	35%	30%

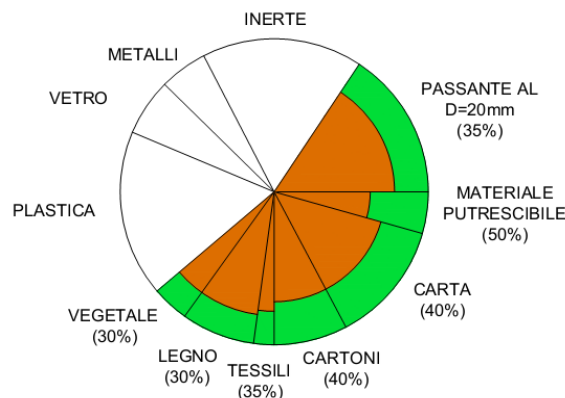


Fig. IV-15. Valori dei diversi contenuti biodegradabili c_i per le frazioni $f_{i,bio}$, considerate in Fig. IV-14.

- C_m, C_b : potenziale di generazione di metano/biogas a partire dalla materia organica (Nm^3 metano (o biogas)/t DM)

Questi parametri rappresentano la quantità di metano, o di biogas, che può essere potenzialmente generata (stechiometricamente e, dunque, teoricamente, visto che si conoscono le reazioni chimiche del processo), se tutta la materia organica contenuta nel rifiuto viene degradata. Possono essere calcolati a partire dalla composizione del rifiuto. C_m può essere calcolato utilizzando i dati presenti in letteratura (Machado et al., 2009), secondo la seguente equazione:

$$C_m = \sum_{i=1}^n C_{m,i} \cdot f_{i,bio}$$

in cui $C_{m,i}$ rappresenta il potenziale stechiometrico di generazione di metano (Nm^3 metano/t DM) di ciascuna frazione biodegradabile del rifiuto $f_{i,bio}$ (%).

C_b , invece, può essere dedotto a partire da C_m secondo le relazioni:

$$C_b = \frac{C_m}{0,55} \quad C_b = \sum_{i=1}^n C_{b,i} \cdot f_{i,bio}$$

in cui $C_{b,i}$ rappresenta il potenziale stechiometrico di generazione di metano (Nm^3 biogas/t DM) di ciascuna frazione biodegradabile del rifiuto $f_{i,bio}$ (Tab. IV-7).

Tab. IV-7. Potenziale stechiometrico di generazione di metano e di biogas di ciascuna componente del rifiuto.

Parametro	Valori di riferimento					
	Passante al $D=20$ mm	Materiale putrescibile	Carta	Cartoni	Tessili	Legno e vegetali
$C_{m,i}$ (Nm^3 metano/t DM)	–	452,3	383,6	402,2	526,1	444,5
$C_{b,i}$ (Nm^3 biogas/t DM)	–	822,3	697,5	731,2	956,5	808,2

- **BP** : potenziale di biogas prodotto (Biogas Potential) (Nm^3 biogas/t DM)

Rappresenta la quantità di biogas ($CH_4 + CO_2$) che viene prodotta dal rifiuto durante la fase di biodegradazione.

- **BMP** : potenziale biochimico di metano (Biochemical Methane Potential) (Nm^3 metano/t DM)

Rappresenta la quantità di gas metano (CH_4) che viene prodotta dal rifiuto durante la fase di biodegradazione. E' possibile calcolarla in questa maniera:

$$BMP = BP \cdot 0,55$$

- **BP_{eff}** : potenziale di biogas cumulato effettivo (osservato) (Nm^3 biogas/t DM)

Rappresenta il valore massimo osservato sulla curva di produzione di biogas cumulata reale (allo stesso modo è possibile ottenere il valore di BMP_{eff} , utilizzando l'equazione precedente).

2.3 Deduzione del parametro c utilizzando un approccio basato sulla produzione di biogas

Viene ora proposto un approccio di valutazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c del rifiuto, basato sulla conoscenza del contenuto effettivamente biodegradato, ottenuto a partire dai dati della produzione di biogas, in rapporto al contenuto che potenzialmente si dovrebbe degradare (conosciuto, invece, a priori).

Per ottenere il valore del parametro c del rifiuto secondo questo metodo, in accordo con Machado et al. (2009), si assume che la produzione totale di biogas sia uguale alla produzione stechiometrica di biogas (teorica) data dalle componenti organiche degradabili. La relazione è la seguente:

$$BP \cdot m_{s0} = \sum_{i=1}^5 C_{b,i} \cdot m_{so0,i}$$

in cui $C_{b,i}$ = produzione stechiometrica massima di biogas, in Nm³ biogas/t sostanza organica iniziale, relativa ad ogni componente organica degradabile del rifiuto, durante la fase di degradazione metanigena instabile e stabile; $m_{so0,i}$ = massa iniziale della componente solida organica i (kg); m_{s0} = massa iniziale solida (kg); BP = potenziale biochimico di biogas (Nm³ biogas /t sostanza secca) e $n=5$, poiché sono cinque le componenti biodegradabili ipotizzate esser contenute nel rifiuto (passante al $D=20$ mm, materiale putrescibile, carta e cartoni, tessili, legno e vegetali).

Dalle precedenti relazioni, è possibile scrivere l'equazione in questa nuova forma:

$$BP \cdot m_{s0} = \sum_{i=1}^5 C_{b,i} \cdot (c_i \cdot m_{so0,i})$$

I valori di c_i e di $C_{b,i}$ sono presi dalla letteratura, e riportati in Tab. IV-6 e 7.

Supponendo che la produzione stechiometrica di biogas sia costante per ciascuna componente di rifiuto considerata, ovvero:

$$C_{b,i} = \overline{C_b} = 750 \text{ Nm}^3 \text{ biogas / tDM}$$

è possibile dedurre le seguenti relazioni:

$$BP = \overline{C_b} \cdot \sum_{i=1}^5 (c_i \cdot \frac{m_{so0,i}}{m_{s0}}) \quad BP = \overline{C_b} \cdot \sum_{i=1}^5 (c_i \cdot f_{i,bio}) \quad \dots \quad BP = \overline{C_b} \cdot c$$

dove c risulta essere il rapporto tra BP e $\overline{C_b}$: il contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile del rifiuto, misurato conoscendo la quantità di biogas prodotta, è rappresentato dal rapporto tra la quantità massima di biogas effettivamente osservata ($BP=BP_{eff}$, in caso di completa degradazione) e la quantità di biogas teoricamente attesa. Per esigenze di notazione, il parametro c ottenuto con questo approccio, sarà definito c_{biogas} :

$$c = c_{biogas} = \frac{BP_{eff}}{\overline{C_b}}$$

La valutazione di BP_{eff} è difficile, perché la quantità di biogas effettivamente osservata dovrebbe esserlo ad un tempo teoricamente infinito. Il suo valore, pertanto, è stato assunto uguale alla quantità massima osservata quando la curva di produzione di biogas cumulata, che interpola i dati reali, risulta stabile dopo alcuni mesi o anni.

2.4 Deduzione del parametro c utilizzando un approccio basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto

2.4.1 Definizione di c_i a partire dalle ipotesi fatte al laboratorio LTHE

Il contenuto gravimetrico c di sostanza organica biodegradabile del rifiuto (kg/kg), rappresenta il parametro più importante del modello, poichè dà un'idea della quantità di sostanza organica che si degrada, durante il processo di biodegradazione.

Nel paragrafo precedente, sono state definite le frazioni organiche $f_{i,bio}$ (Tab. IV-3) e le singole percentuali di degradazione c_i relative a tali frazioni (Tab. IV-6). Nel tentativo di ricercare un valore globale di c che non sia dipendente dalla produzione di biogas ma dalla composizione iniziale del rifiuto, si è supposto che questo parametro possa dipendere dal pretrattamento iniziale subito.

Il contenuto biodegradabile c_i delle differenti frazioni biodegradabili del rifiuto $f_{i,bio}$ varia significativamente a seconda del tipo di pretrattamento fatto. Questo è coerente con quanto dimostrato da Lornage et al. (2007). Gli autori, infatti, hanno considerato l'iniziale potenziale biochimico di metano (BMP) di un dato rifiuto, pari a 108 Nm^3 biogas/t DM, ed hanno constatato come esso possa essere ridotto di circa un quarto dopo corto pretrattamento (ovvero a 25 Nm^3 biogas/t DM in 12 settimane) e di circa un decimo dopo lungo pretrattamento (ovvero a 10 Nm^3 biogas/t DM in 25 settimane, Fig. IV-16). Ciò significa che, più un rifiuto ha subito un lungo pretrattamento, più è diminuito il suo potenziale di produzione di metano al momento del conferimento in discarica, in quanto parte significativa di esso è stata degradata durante la fase stessa di pretrattamento.

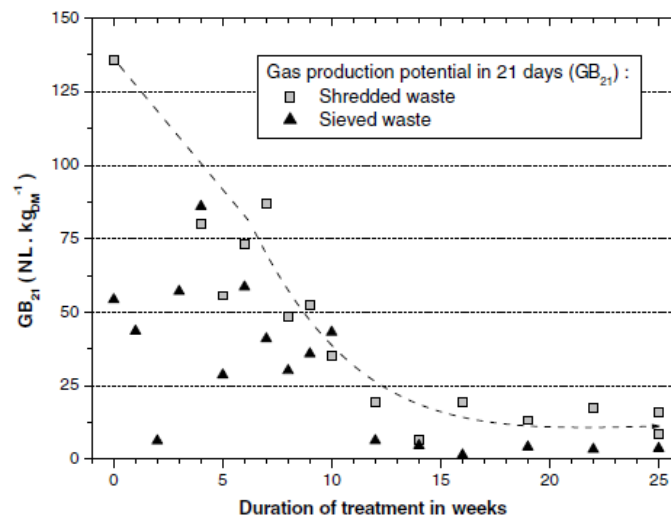


Fig. IV-16. Dimostrazione della riduzione del potenziale biochimico di metano, per un rifiuto pretrattato (Lornage et al., 2007).

Pertanto, sono stati proposti nuovi valori del contenuto biodegradabile di ciascuna frazione i che compone il rifiuto, ovvero $c_{i,correct}$, ottenuti a partire dal loro contenuto biodegradabile iniziale (c_i) e corretti, a seconda del tipo di pretrattamento subito dal rifiuto, da un parametro p_i .

Di conseguenza, in caso di rifiuti sottoposti a pretrattamento, le percentuali di degradazione (c_i) definite in Tab. VI-6 vengono corrette in base alla seguente relazione, in accordo con Gourc et al. (2010):

$$c_{i,correct} = c_i \cdot p_i$$

in cui p_i rappresenta la diminuzione nel contenuto organico dovuto al pretrattamento.

I tre casi considerati relativi al pretrattamento, sono i seguenti:

1) Nessun pretrattamento

Il rifiuto è conferito tal quale in discarica; pertanto, le frazioni organiche del rifiuto conservano le loro percentuali iniziali di biodegradazione. Il rifiuto tenderà a produrre quantità maggiori di biogas, e avrà un alto potenziale biochimico di metano. In assenza di pretrattamento si assume $p_i = 1$ e $c_{i,correct} = c_i$.

2) Pretrattamento corto

Il rifiuto subisce un pretrattamento su un breve periodo di tempo, inferiore a tre mesi. Le frazioni biodegradabili del rifiuto, in accordo con le referenze della letteratura (Lornage et al., 2007), presentano delle percentuali di biodegradazione ridotte di un quarto, assumendo $p_i = 0,25$. Questo significa che il rifiuto viene conferito in discarica in forma *stabilizzata*, in quanto produrrà meno quantitativi di biogas e, di conseguenza, meno cedimenti secondari di tipo biologico.

3) Pretrattamento lungo

Il rifiuto subisce un pretrattamento su un lungo periodo di tempo, superiore a tre mesi; di solito attorno a sei mesi. Le frazioni biodegradabili del rifiuto, in accordo con le referenze della letteratura (Lornage et al., 2007), presentano delle percentuali di biodegradazione ridotte di un decimo, assumendo $p_i = 0,10$. Questo significa che il rifiuto viene conferito in discarica in forma *maggiormente stabilizzata*, in quanto produrrà quantitativi di biogas più bassi e, di conseguenza, cedimenti secondari biologici meno significativi.

La Tab. IV-8 presenta una sintesi dei parametri descritti.

Tab. IV-8. Valori del contenuto gravimetrico di sostanza solida organica, dipendente dal tipo di pretrattamento (Gourc et al., 2010).

Tipiche sostanze biodegradabili negli RSU	Percentuali di degradazione c_i	Nessun pretrattamento		Pretrattamento corto		Pretrattamento lungo	
		p_i	$c_{i,correct}$	p_i	$c_{i,correct}$	p_i	$c_{i,correct}$
Passante al $D=20$ mm	35,0%	1,00	35,0%	0,25	8,8%	0,10	3,5%
Contenuto putrescibile	50,0%	1,00	50,0%	0,25	12,5%	0,10	5,0%
Carta e cartoni	40,0%	1,00	40,0%	0,25	10,0%	0,10	4,0%
Tessili	35,0%	1,00	35,0%	0,25	8,8%	0,10	3,5%
Legno e vegetali	30,0%	1,00	30,0%	0,25	7,5%	0,10	3,0%

2.4.2 Deduzione finale di $c_{pretreatment}$

Moltiplicando i parametri della frazione biodegradabile $c_{i,correct}$, definiti a priori nelle tre categorie (Tab. IV-8), per la frazione $f_{i,bio}$ che compone il rifiuto (passante al D=20 mm, materiali putrescibili, carta e cartoni, tessili, legno e vegetali; Tab. IV-3), è possibile trovare il valore finale di c , ovvero la parte della sostanza organica che potenzialmente si degrada. Per esigenze di notazione, il parametro c ottenuto utilizzando questo metodo, sarà definito $c_{pretreatment}$:

$$c = c_{pretreatment} = \sum_{i=1}^5 c_{i,correct} \times f_{i,bio}$$

2.5 Definizione di $c_{required}$

Per testare l'adeguatezza del modello proposto, è necessario determinare il valore del parametro c (chiamato, in tal caso, $c_{required}$) che, inserito nelle equazioni di paragrafo 1.4, fornisca la perfetta corrispondenza tra deformazioni secondarie osservate e quelle ottenute come output del modello. Evidentemente, questo parametro è ottenuto a posteriori cercando di trovare il valore migliore che determina la corrispondenza tra deformazioni. In effetti, è possibile definire $c_{required}$ come una sorta di valore atteso, ovvero *il valore di c che si vorrebbe ottenere come input del modello per avere la modellazione esatta delle deformazioni, come quelle osservate.*

Tuttavia, la determinazione di $c_{required}$, fatta semplicemente per tentativi osservando quando si ottiene la sovrapposizione della curva delle deformazioni del modello con i dati sperimentali, serve per testare il modello, per notare la differenza tra il parametro c trovato attraverso i due differenti approcci, e per stabilire quale sia il metodo migliore da utilizzare.

3. ANALISI DELLE PROVE STORICHE CONDOTTE SU REATTORI A PICCOLA E MEDIA GRANDEZZA

Il comportamento a compressione di un RSU può essere indagato in laboratorio con un approccio di tipo monodimensionale. Le deformazioni del materiale sottoposto a compressione confinata possono essere analizzate tramite l'utilizzo di strumenti di piccole o medie dimensioni: è chiaro che maggiore è la dimensione del reattore usato, più rappresentativi saranno i dati forniti. Gli strumenti utilizzati non sono ancora stati standardizzati; pertanto, in letteratura è possibile trovare reattori con dimensioni ed impianti assai diversi, cosa che rende difficilmente confrontabili i risultati ottenuti nelle diverse indagini. Le Tab. IV-9 e 10 presentano i principali esperimenti condotti in laboratorio, su reattori di piccole e medie dimensioni, considerando le caratteristiche distintive dell'esperimento e gli svantaggi riscontrati.

Tab. IV-9. Test condotti su reattori di laboratorio (piccola scala).

Riferimento	Volume (m ³)	Sforzo verticale applicato (kPa)	Caratteristiche distintive	Svantaggi riscontrati
Jessberger e Kockel, 1993	0,20	25–650	Alto livello di compressione	Test a breve termine
Green e Jamenjad, 1997	0,21	0–160	Livello di compressione abbastanza alto	Test a breve termine; bassa densità del rifiuto
Kavazanjian et al., 1999	0,08	0–2000	Alto livello di compressione	Test a breve termine; basso volume
El-Fadel et al., 1999b	0,23	7	Test a lungo termine; ricircolo di percolato	Bassa compressione; nessuna produzione di biogas
Landva et al., 2000	0,13	3–1500	Monitoraggio degli sforzi laterali; alto livello di compressione	Test a breve termine (7 giorni); nessun tipo di ricircolo
Simpson e Zimmie, 2001	0,007	6–766	Alto livello di compressione	Test a breve termine; volume molto basso
Warith, 2002	0,08 (x3)	1–2	Test a lungo termine; reattori di controllo e reattori migliorati	Sforzi molto bassi; densità del rifiuto bassa
Ivanova et al., 2003	0,16	47–130	Test a lungo termine; temperature ottimali	Poca compattazione
Durmusoglu et al., 2006	0,22	123, 246 e 369	Alto livello di compressione	Test a breve termine (20 giorni); bassa temperatura; nessuna produzione di biogas; nessun tipo di ricircolo
Reddy et al., 2011	0,006	0–766	Analisi dei parametri geotecnici a diversi stadi di biodegradazione	Nessuna produzione di biogas

Tab. IV-10. Test condotti su reattori di laboratorio (media scala).

Riferimento	Volume (m ³)	Sforzo verticale applicato (kPa)	Caratteristiche distintive	Svantaggi riscontrati
Gandolla et al., 1992	2,35 (x3)	57	Test a lungo termine; reattori di controllo e reattori migliorati	Rifiuto triturato mescolato con fango
Beaven e Powrie, 1995	9,42	25–600	Reattore largo; alta compressione; monitoraggio idraulico	Test a breve termine
Watts et al., 2001	86,40	19	Reattori molto grandi, Monitoraggio interno di sforzi e deformazioni	Bassa temperatura; nessuna produzione di biogas
Olivier e Gourc, 2007	0,83	130	Test a lungo termine; reattori di controllo e reattori migliorati; monitoraggio interno di sforzi, temperatura e dei parametri idraulici	Nessuna produzione di biogas, densità del rifiuto bassa

I primi studi sono stati condotti da Jessberger e Kockel (1993), i quali hanno utilizzato un reattore di 0,20 m³, considerando rifiuti non trattati di differente età. Le prove sono state condotte su un materiale non saturo, con incremento della tensione da 25 a 650 kPa, avvalendosi di una piastra di carico circolare di diametro pari a 990 mm, che comprimeva un cilindro di rifiuto di 200 mm di altezza. La durata del test è stata molto breve e le deformazioni massime sono state di circa il 30%.

L'influenza del contenuto d'acqua nei confronti del cedimento a compressione è stato indagato da Grisolia (1994) con una serie di prove edometriche su campioni di 10 cm di diametro e 4 cm di altezza sottoposti a cicli di carico per un periodo di oltre 60 giorni. Dal confronto tra le curve di deformazione nel tempo, l'autore ha mostrato come il materiale saturo, rispetto a quello a minor contenuto d'acqua, presenta deformazioni più consistenti, dovute probabilmente all'ammorbidente di frazioni cartacee e tessili e alla degradazione della frazione organica.

Gabr e Valero (1995) hanno eseguito test su RSU invecchiati con età di circa 15–30 anni. I valori trovati per i coefficienti di compressione primaria sono compresi in un intervallo di 0,15–0,22, per tensioni applicate ai campioni comprese tra 20 kPa e 1440 kPa. I valori dei coefficienti di compressione secondaria, di molto inferiori rispetto ai precedenti, fanno pensare ad comportamento viscoso minore, in condizioni di materiale stabilizzato.

Particolarmente interessanti sono gli studi condotti da Beaven e Powrie (1995) in una speciale cella di grandi dimensioni illustrata in Fig. IV-17. Questo strumento, di 9,42 m³ di volume, ha permesso di analizzare il comportamento di campioni di RSU, sottoposti a pressioni verticali comprese tra 25 kPa e 600 kPa, corrispondenti allo stato tensionale che si instaura in discarica a profondità di circa 60 metri. Oltre al comportamento meccanico ed idraulico del campione sono state effettuate periodiche analisi sul percolato drenato durante la prova. Il test è stato condotto su diverse tipologie di materiale fresco e pretrattato (finemente triturato con

rimozione delle frazioni ingombranti) e con diversi valori del contenuto di acqua iniziale. I valori di densità all'inizio della prova variano, per i rifiuti pretrattati, tra $0,32 \text{ t/m}^3$ e $0,62 \text{ t/m}^3$, a seconda del minore o maggiore contenuto d'acqua, fino ad arrivare a circa $1,00 \text{ t/m}^3$, una volta soggetti alla massima tensione verticale di 600 kPa. I rifiuti freschi hanno valori lievemente maggiori con densità massime registrate di $1,40 \text{ t/m}^3$.

Gli autori hanno mostrato come la rigidità dei campioni di rifiuto sia aumentata al crescere della densità e della tensione applicata, con valori lievemente maggiori per i campioni con più elevato grado di umidità iniziale. Il materiale fresco si è dimostrato meno rigido di quello trattato, a parità di contenuto d'acqua. I rifiuti stagionati, invece, hanno mostrato una maggiore rigidità a compressione, con valori del modulo edometrico superiori a 3000 kPa, alla massima tensione verticale impartita.



Fig. IV-17. Cella di compressione di Pitsea, utilizzata per lo studio di parametri geotecnici su diverse tipologie di rifiuti urbani (Beaven e Powrie, 1995).

Landva et al. (2000) hanno condotto una serie di esperimenti su reattori di $0,13 \text{ m}^3$ di volume, sottoposti a sforzi verticali tra 3 kPa e 1500 kPa, e senza ricircolo del percolato, data la breve durata dei test (7 giorni). Gli autori hanno considerato tre tipi di rifiuto: il primo, estratto in discarica ad una profondità compresa tra 5,0 m e 6,4 m e stagionato di 5 anni; il secondo, estratto in discarica ad una profondità di 4,0 m e stagionato di 2 anni, mentre il terzo era già stato creato artificialmente in laboratorio nel passato, con stagionatura di 9 anni. Il peso di volume dei rifiuti considerati varia tra $7,6$ e $10,4 \text{ kN/m}^3$, mentre il contenuto d'acqua è compreso tra 18,8 e 53,1%. Alla fine dei test, gli autori hanno osservato come le deformazioni subite dal rifiuto artificiale fossero pari al 12%, per un carico verticale di 46 kPa, e 17%, per un carico verticale di 90 kPa, mentre gli altri rifiuti provenienti da discariche mostravano deformazioni comprese tra 45% e 50%.

Hossain (2002) riporta uno studio in laboratorio su RSU triturati, degradati anaerobicamente in reattori, con ricircolo di percolato. Per capire a che stadio della degradazione si trovava il

rifiuto nel reattore, l'autore ha analizzato la curva di composizione di biogas; di conseguenza, il rifiuto nel reattore è stato progressivamente campionato a diversi stadi di decomposizione. I risultati dell'esperimento hanno mostrato un aumento della compressibilità del rifiuto, in particolare dell'indice di compressione, e una diminuzione della resistenza a taglio col livello di degradazione.

Durmusoglu et al. (2006) hanno utilizzato un rifiuto stagionato di 10 anni, avente particelle con dimensioni più piccole di 2 cm, nelle loro prove di compressione condotte facendo variare lo sforzo verticale, rispettivamente a 123, 246 e 369 kPa. Il test a breve termine, senza possibilità di ricircolo del percolato, ha mostrato una deformazione totale del rifiuto di 29%, 32% e 40%, per i tre carichi assegnati, considerando il campione al contenuto d'acqua iniziale, mentre una deformazione totale di 19%, 25% e 28%, per i tre carichi assegnati, considerando il campione alla sua capacità di campo. Pertanto, gli autori hanno mostrato come il contenuto d'acqua del materiale di rifiuto, all'inizio e durante le prova, sia un parametro fondamentale che è strettamente correlato alle deformazioni finali.

Un interessante test sulla compressione dei rifiuti è stato condotto da Olivier e Gourc (2007), utilizzando un'apparecchiatura di 0,83 m³ di volume, capace di raggiungere un livello tensionale verticale di 130 kPa (Fig. IV-18).



Fig. IV-18. Cella di compressione utilizzata da Olivier e Gourc (2007).

I test sono stati condotti a lungo termine, monitorando costantemente i parametri geotecnici del rifiuto (sforzi applicati, coefficienti di compressione, cedimenti), i parametri idraulici (contenuto d'acqua, quantità riciclate, bilancio idrico) ed altri parametri, come la temperatura. Nel primo test, il rifiuto è stato tritato e posto alla rinfusa, all'interno del reattore, in strati compattati di 0,5 m; nel periodo di 22 mesi della prova, il rifiuto non è stato sottoposto a ricircolo di percolato. Nel secondo test, invece, al rifiuto è stato aggiunto percolato, secondo tre fasi successive: 1) quantità minori di 0,8 L/t rifiuto×giorno, 2) quantità pari a 6,8 L/t rifiuto×giorno, 3) nessun ricircolo. Lo scopo delle prove è stato quello di

osservare l'influenza del ricircolo di percolato sulla velocità di degradazione del rifiuto, in rapporto alla degradazione subita da un campione di rifiuto *di controllo*, ovvero senza ricircolo. A fine test, il rifiuto sottoposto a ricircolo ha mostrato deformazioni molto importanti, se comparate al rifiuto *di controllo*, così suddivise: 25,4% di deformazione primaria e 24,0% di deformazione secondaria.

Stoltz et al. (2010a), nei loro test effettuati su un edopermeometro di piccole dimensioni, hanno mostrato come:

- l'influenza del contenuto d'acqua gravimetrico sui cedimenti è piccola;
- la densità secca aumenta all'aumentare dello sforzo, senza nessun effetto significativo sul contenuto d'acqua gravimetrico iniziale;
- la capacità di campo, espressa in termini di contenuto d'acqua gravimetrico, tende a diminuire con il cedimento;
- la capacità di immagazzinamento d'acqua del rifiuto diminuisce all'aumentare della compressione;
- durante il processo di carico, all'aumentare della densità secca, il contenuto d'acqua volumetrico diminuisce: una volta raggiunto il valore limite, il contenuto d'acqua volumetrico si stabilizza e rimane pressoché costante. Il valore limite del contenuto d'acqua volumetrico corrisponde al massimo contenuto d'acqua volumetrico che si può ottenere in un campione, per un dato livello di sforzo.

Reddy et al. (2011) hanno eseguito delle indagini sulla variazione dei parametri geotecnici del rifiuto, per differenti fasi della degradazione, utilizzando un rifiuto tipico americano, costituito per il 59,2 % da frazione biodegradabile e per il restante 40,8 % da frazione non biodegradabile.

Gli autori hanno considerato quattro reattori aventi 3 kg di rifiuto ciascuno, compattati fino a raggiungere una densità di 10-15 kN/m³, e con contenuto d'acqua iniziale dell'83%. Tutti e quattro i campioni, sistemati nei diversi reattori, hanno subito un ricircolo del percolato (pH=7,5) pari al 10% in peso del rifiuto, in condizioni di temperatura pressoché costante, di 35-38°C. I test di compressione sono stati condotti per 50 giorni, sottoponendo i campioni, con peso specifico umido iniziale tra 8,6 – 16,9 kN/m³, a sforzi verticali compresi tra 0 e 766 kPa. Come riportato in Tab. IV-11, la degradazione del rifiuto è stata arrestata, per i quattro reattori, in quattro fasi successive, allo scopo di evidenziare l'influenza delle diverse fasi di biodegradazione sui parametri principali del rifiuto.

Tab. IV-11. Test condotti su reattori di laboratorio (media scala).

Reattore	Fase terminale di biodegradazione	Contenuto d'acqua gravimetrico (%)	Contenuto organico (%)	Grado di decomposizione (%)	Densità relativa (-)
-	rifiuto fresco	83,0	57,5	0	1,09
R1	anaerobica acida	68,8	40,2	50	2,05
R2	metanigena accelerata	77,9	38,9	53	2,26
R3	metanigena decelerata	84,3	28,6	70	2,30
R4	metanigena stabile	53,9	15,5	86	2,47

I risultati ottenuti dagli autori sono, di seguito, riassunti:

- riduzione della taglia delle particelle, all'aumentare del grado di decomposizione, come testimoniato dalle curve granulometriche presenti in Fig. IV-19;

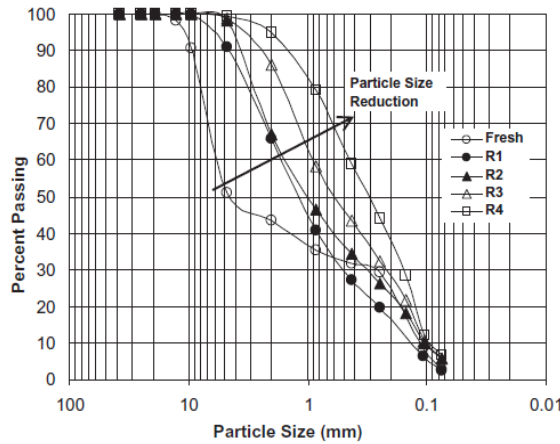


Fig. IV-19. Grafico che rappresenta la riduzione della taglia delle particelle, con l'avanzare del processo di biodegradazione (Reddy et al., 2011).

- riduzione della permeabilità idraulica con l'aumentare della densità secca e della pressione di confinamento (Fig. IV-20);
- diminuzione della permeabilità idraulica con il grado di decomposizione.

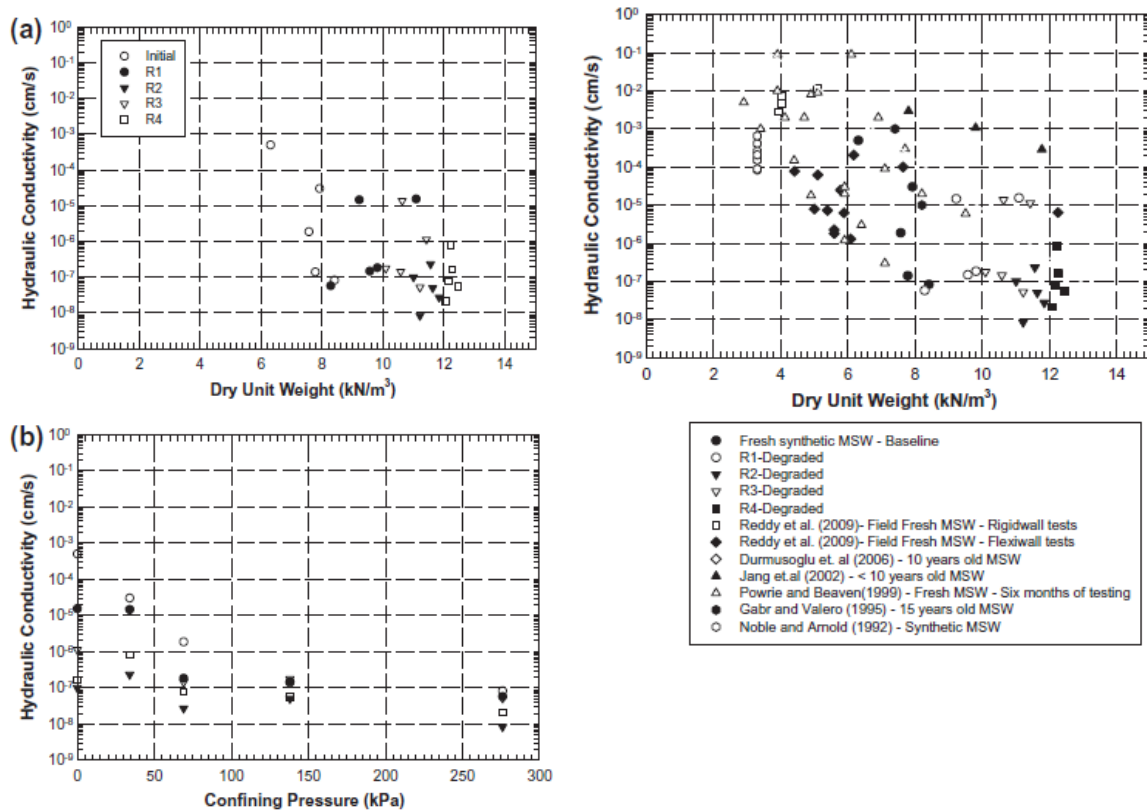


Fig. IV-20. Grafici che rappresentano la riduzione della permeabilità idraulica con l'aumentare della densità secca e della pressione di confinamento (Reddy et al., 2011).

4. ESEMPIO DI APPLICAZIONE DEL MODELLO

Al fine di creare un modello adeguato di rappresentazione delle deformazioni secondarie dei rifiuti è necessario partire dalla conoscenza delle caratteristiche del rifiuto in esame, delle sue proprietà fisico-chimico-meccaniche, dei dati registrati di produzione di biogas e delle deformazioni osservate.

In questo lavoro sono stati presi in considerazione alcuni dati presenti in letteratura e i risultati sperimentali ottenuti su test condotti laboratorio (Tab. IV-12). E' stata, pertanto, realizzata una base-dati molto dettagliata sulla quale poter sviluppare il modello bio-meccanico.

Tab. IV-12. I differenti casi studiati e le loro caratteristiche iniziali.

Autore / Centro di studio	Tipo di reattore	Provenienza	Anno
<i>Letteratura</i>			
Carrubba e Cossu, 2003	<i>Miscela S10 e F10</i>	Legnago (Italia)	2003
Ivanova et al., 2008a	<i>CAR1, CAR2, CAR3</i>	White's landfill facility (UK)	2006-2008
<i>Test di laboratorio</i>			
LGCIE INSA-Lyon	<i>A1, A2, A3 B1, B2, B3</i>	–	2007-2009
CRPE ELIA	<i>Control, Bioreactor, PTB1, PTB2</i>	–	2003-2009
LTHE-Grenoble	<i>Ciclade 1 Test 1G</i>	Brametot (Francia) Legnago (Italia)	2008-2009 2012
ICEA-Padova	<i>Test 1P</i>	Legnago (Italia)	2012

4.1 Analisi relative ai rifiuti considerati e caratterizzazione merceologica

I rifiuti solidi urbani che entrano in discarica sono dei materiali eterogenei che hanno delle proprietà fisico-chimico-meccaniche variabili in funzione della loro composizione. Per questo motivo, sono stati considerati quanti più dati possibili, relativi al rifiuto, in modo da disporre di una sua adeguata caratterizzazione iniziale. La Tab. IV-13, infatti, presenta un elenco di caratteristiche considerate del rifiuto, con le relative analisi.

La Fig. IV-21 presenta alcuni esempi di reattori considerati nel presente lavoro.

Tab. IV-13. Parametri e caratteristiche considerate per ogni caso.

Parametri considerati	Analisi dettagliate
1) Composizione del rifiuto	<ul style="list-style-type: none"> • composizione merceologica dei rifiuti espressa in percentuale di materia umida (% WM) e percentuale di materia secca (% DM) • differenziazione del rifiuto (%) in sostanza organica ed inerte • calcolo del carbonio totale iniziale • analisi della frazione di carbonio (%)
2) Pretrattamento	<ul style="list-style-type: none"> • tipologia di trattamento meccanico • tipologia di trattamento aerobico (numero di settimane) • tipologia di trattamento anaerobico (numero di settimane)
3) Descrizione del campione	<ul style="list-style-type: none"> • provenienza del campione di rifiuto • massa del rifiuto (t DM) • porosità iniziale (%) • indice dei vuoti (-) • densità secca iniziale del rifiuto (t/m³) • densità iniziale della sostanza organica (t/m³)
4) Descrizione del reattore	<ul style="list-style-type: none"> • tipo di reattore • dimensioni (m) • caratteristiche tecniche • capacità totale (m³) • condizioni di messa in opera del reattore • presenza o assenza di ricircolo di percolato o d'acqua • analisi chimiche effettuate • durata dell'esperimento (giorni)
5) Parametri fisico-chimico-meccanici	<ul style="list-style-type: none"> • sforzo verticale applicato (kPa) • pH • temperatura (°C) • velocità di ricircolo del percolato o dell'acqua (litri/t DM×settimane) • contenuto d'acqua (%)
6) Produzione di biogas	registrata durante le prove di laboratorio o a seguito di monitoraggi su siti a vera grandezza
7) Deformazioni	registrate durante le prove di laboratorio o a seguito di monitoraggi su siti a vera grandezza

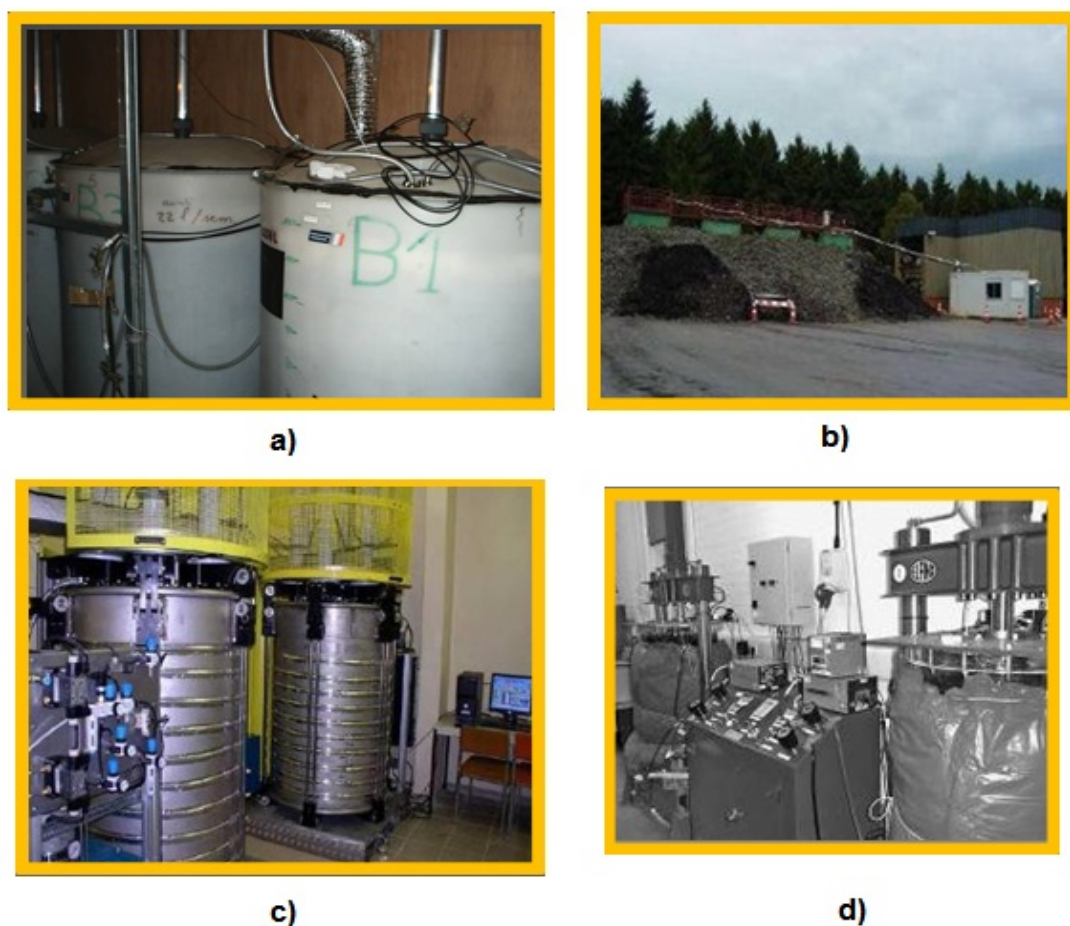


Fig. IV-21. Esempi di reattori studiati nel presente lavoro: **a)** LGCIE-INSA Lyon B; **b)** CRPE-ELIA; **c)** Ciclade dell'LTHE-Grenoble; **d)** CARs (letteratura).

Un esempio di caratterizzazione iniziale del rifiuto, espressa in percentuale di massa secca, è mostrata in Fig. IV-22.

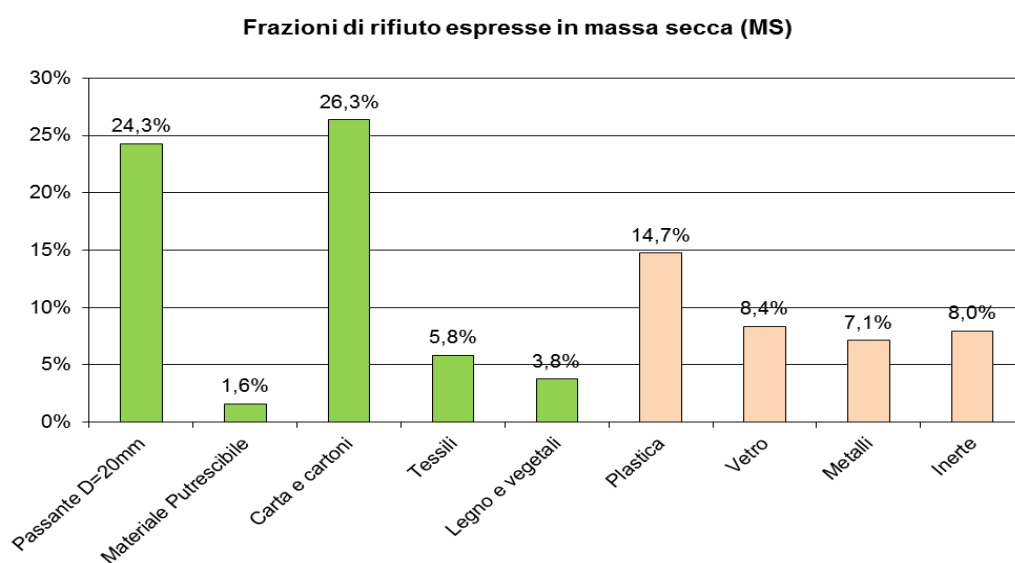


Fig. IV-22. Esempio di proporzioni in massa secca per un rifiuto considerato.

Una differenziazione del rifiuto, in percentuale, è stata fatta considerando differenti tipi di sostanza organica (molto biodegradabile, biodegradabile, poco-non biodegradabile, fossile) e sostanza inerte. Ciascuna di queste categorie comprende parte degli elementi che costituiscono il rifiuto (Tab. IV-14 e Fig. IV-23).

Infine, è stata calcolata la percentuale di carbonio totale presente nel rifiuto e la sua distribuzione in frazione biodegradabile, poco o non biodegradabile, e fossile (Tab. IV-15 e Fig. IV-24).

Tab. IV-14. Differenziazione del rifiuto in sostanza organica biodegradabile, sostanza fossile e sostanza inerte.

Differenziazione del rifiuto	Componente
Sostanza organica molto biodegradabile	<ul style="list-style-type: none"> • materiali putrescibili
Sostanza organica biodegradabile	<ul style="list-style-type: none"> • carta e cartoni • $\frac{1}{3}$ della % del passante al $D=20$ mm • $\frac{1}{2}$ della % di materiali tessili • $\frac{1}{2}$ della % di legno e vegetali
Sostanza organica poco o non biodegradabile	<ul style="list-style-type: none"> • $\frac{1}{3}$ della % del passante al $D=20$ mm • $\frac{1}{2}$ della % di materiali tessili • $\frac{1}{2}$ della % di legno e vegetali
Sostanza organica fossile	<ul style="list-style-type: none"> • plastica • $\frac{1}{3}$ della % del passante al $D=20$ mm
Sostanza inerte	<ul style="list-style-type: none"> • vetro • metalli • inerte

Frazioni del rifiuto dei reattori dell'LGCIÉ INSA-Lyon B (% massa secca)

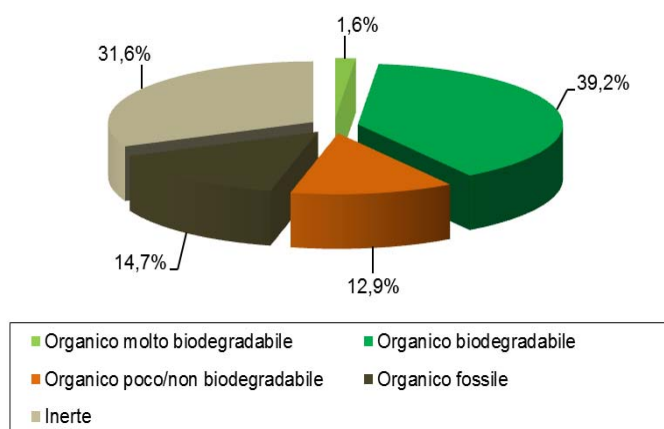


Fig. IV-23. Esempio di differenziazione del rifiuto in sostanza organica ed inerte.

Tab. IV-15. Le differenti frazioni di carbonio nel rifiuto analizzato.

Frazione di carbonio	Relazione
Carbonio totale	$= \%S.O._{molto_bio\ deg\ radabile} + \%S.O._{bio\ deg\ radabile} +$ $+ \%S.O._{poco\ / \ non_bio\ deg\ radabile} + \%S.O._{fossile}$
Frazione di carbonio biodegradabile	$= \frac{\%S.O._{molto_bio\ deg\ radabile} + \%S.O._{bio\ deg\ radabile}}{\%carbonio_totale}$
Frazione di carbonio poco o non biodegradabile	$= \frac{\%S.O._{poco\ / \ non_bio\ deg\ radabile}}{\%carbonio_totale}$
Frazione di carbonio fossile	$= \frac{\%S.O._{fossile}}{\%carbonio_totale}$

S.O. Sostanza Organica

Percentuale di carbonio nel rifiuto dei reattori dell'LGCIÉ INSA-Lyon B

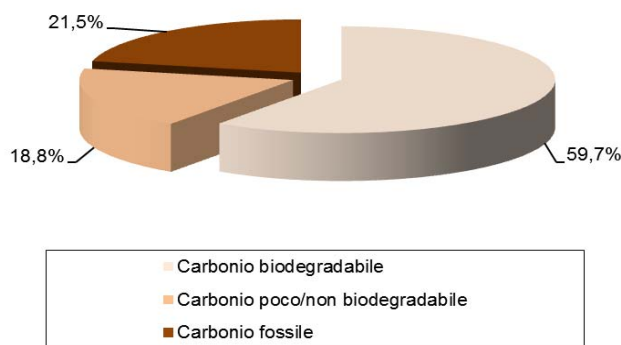


Fig. IV-24. Esempio delle differenti frazioni di carbonio contenute in un rifiuto.

4.2 Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s00}

Laddove non siano specificati i valori in letteratura, oppure non siano stati trovati sperimentalmente, la densità iniziale secca e la densità iniziale dei solidi organici è stata determinata tramite il procedimento descritto in dettaglio nel paragrafo 2.2 del presente Capitolo. I risultati, per il caso studiato, sono riportati in Tab. IV-16.

I valori della densità ($\rho_{d,i}$ e $\rho_{s,i}$ presenti in Tabella) possono essere calcolati a partire dalla composizione del rifiuto utilizzando i valori-guida proposti da Landva e Clark (1990) e Beaven e Powrie (1995). Ogni elemento che compone il rifiuto totale ha la sua frazione f_i che viene divisa per il valore-guida di densità secca e densità solida. A fine della quinta, sesta e settima colonna di Tab. IV-16, sono presenti i valori sommati, mentre ρ_{d0} , ρ_{s0} e ρ_{s00} sono ottenuti dalle equazioni già presentate nel paragrafo 2.2, relative ai parametri di densità.

Tab. IV-16. Esempio di tabella di calcolo della densità secca iniziale e della densità iniziale dei solidi organici per il rifiuto usato nei reattori CAR.

Componente	Frazione secca f_i	Densità secca $\rho_{d,i}$	Densità solida $\rho_{s,i}$	Frazione secca/ densità secca	Frazione secca/ densità solida	Frazione secca/ densità solida organica
Passante al D=20mm	10,60%	1,00	1,25	0,106	0,085	0,085
Materiale putrescibile	1,11%	1,00	1,25	0,011	0,009	0,009
Carta e cartoni	26,77%	0,40	2,00	0,669	0,134	0,134
Tessili	3,15%	0,30	0,43	0,105	0,073	0,073
Legno	13,10%	1,00	1,25	0,131	0,105	0,105
Vegetali	13,10%	1,00	1,25	0,131	0,105	0,105
Plastica	20,41%	1,00	1,00	0,204	0,204	–
Vetro	3,49%	2,90	2,90	0,012	0,012	–
Metalli	8,27%	6,00	6,00	0,014	0,014	–
Inerti	0,00%	4,00	4,00	0,000	0,000	–
SOMMA	100,00%	–	–	1,383	0,740	0,510
				$\rho_{d0}=0,723$	$\rho_{s0}=1,351$	$\rho_{s00}=0,931$

4.3 Determinazione del coefficiente di cedimento secondario meccanico $C_{\alpha\epsilon M}$

Per la determinazione del coefficiente $C_{\alpha\epsilon M}$ che descrive la parte di deformazione dovuta al *creep* nella deformazione secondaria totale (paragrafo 1.2 del presente Capitolo), è necessario partire dalla conoscenza dei dati iniziali di deformazione osservata, per notare come questi evolvono nel tempo all'interno del reattore considerato.

A questo proposito, sono state fatte le seguenti considerazioni:

- le deformazioni immediate e primarie sono state supposte accoppiate;
- le deformazioni immediate e primarie terminano al tempo t_{100} (o t_p), che è stato supposto di 7 giorni per i reattori di laboratorio (Olivier, 2003);
- la deformazione secondaria meccanica può essere isolata entro la fine della deformazione primaria (t_{100}) e l'inizio della biodegradazione (t_{bio}) (Fig. IV-25a);
- il coefficiente $C_{\alpha\epsilon M}$ è stato calcolato considerando la pendenza della retta (Fig. IV-25b) ottenuta interpolando i dati di deformazione meccanica (compresa tra t_{100} e t_{bio} , in un grafico semi-logaritmico che considera la deformazione verticale in rapporto al tempo) e moltiplicandola per 2,303 (valore che permette il passaggio dal logaritmo naturale, ln , al logaritmo in base 10, log_{10}).

Nel caso-studio del reattore LGCIE INSA-Lyon B2, è stata trovata una pendenza di 0,0065 (Fig. IV-25c) che corrisponde ad un coefficiente $C_{\alpha\epsilon M}$ di compressione secondaria dovuta al *creep* uguale a 0,015.

La Tab. IV-17 rappresenta una sintesi dei risultati ottenuti per ogni singolo caso.

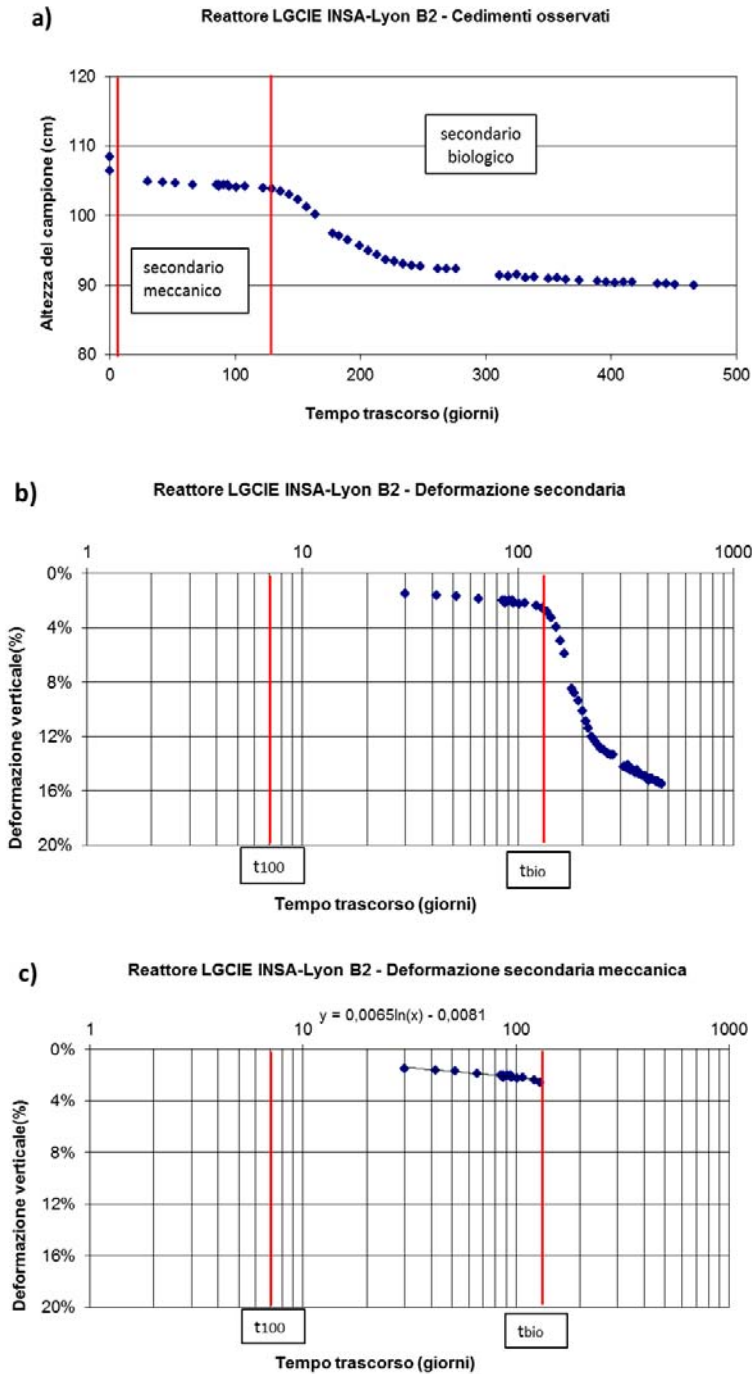


Fig. IV-25. a) Cedimento osservato nel reattore *LGCIE INSA-Lyon B2*, b) deformazione secondaria meccanica e biologica, in grafico semilogaritmico, c) deformazione secondaria meccanica, in grafico semilogaritmico e determinazione di C_{acM} .

Tab. IV-17. Componente meccanica e biologica della deformazione secondaria totale, per i diversi casi analizzati.

Referenza – reattore	Componente meccanica		Componente biologica	Componente totale	
	tempo t_{100} (giorni)	coefficiente C_{aeM} (-)	tempo t_{bio} (giorni)	componente meccanica (%)	componente biologica (%)
Letteratura					
<i>Carrubba e Cossu (2003) – Miscela S10</i>	0,008	0,027	4,2	99,6	0,4
<i>Carrubba e Cossu (2003) – Miscela F10</i>	0,008	0,016	4,2	96,6	3,4
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 1</i>	7	0,051	24	44,5	55,5
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 2</i>	7	0,055	24	54,1	45,9
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 3</i>	7	0,061	350	75,0	25,0
Test di laboratorio					
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A1</i>	7	0,025	115 [330]	48,2	51,8
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A2</i>	7	0,058	140	55,4	44,6
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A3</i>	7	0,054	235	100,0	0,0
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B1</i>	7	0,026	80 [215]	26,2	73,8
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B2</i>	7	0,015	130	17,4	82,6
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B3</i>	7	0,020	200 [358]	55,6	44,4
<i>CRPE ELIA (2009)- Control cell</i>	7	0,104	930	72,4	27,6
<i>CRPE ELIA (2009)- Bioreactor cell</i>	7	0,092	700	61,8	38,2
<i>CRPE ELIA (2009)- PTB1 cell</i>	7	0,038	350	43,7	56,3
<i>CRPE ELIA (2009)- PTB2 cell</i>	7	0,098	310	92,4	7,6
<i>LTHE Grenoble (2009) - Cyclade 1</i>	7	0,085	200	73,7	26,3
<i>LTHE Grenoble (2012) – Test 1G</i>	3	0,033	12	92,6	7,4
<i>ICEA Padova (2012) – Test 1P</i>	15	0,068	155	99,3	0,7

Cinetica secondaria, entro parentesi [], dovuta a successiva reiniezione di percolato.

4.4 Determinazione dei parametri usati per la modellazione della produzione di biogas

4.4.1 Utilizzo del modello USEPA

Il modello USEPA (2005) si basa sulla costruzione della curva di produzione giornaliera di biogas (paragrafo 1.3.1), a partire dai dati osservati, secondo la seguente equazione, che segue una cinetica di primo ordine:

$$Y(t) = BP \cdot k \cdot e^{-k \cdot (t - t_{bio})}$$

in cui $Y(t)$ = produzione giornaliera di biogas osservata (Nm^3 biogas/t DM \times giorni), BP = potenziale di biogas (Nm^3 biogas/t DM), k = velocità di generazione del biogas, o costante di decadimento (anni^{-1}) e t_{bio} = tempo di inizio della degradazione biologica in fase metanigena instabile (giorni o anni). La curva che si ottiene è rappresentata in Fig. IV-26a, e modella i dati osservati di produzione giornaliera di biogas, per il reattore *LGCIE INSA-Lyon B2*. Il carattere di questa curva risulta essere impulsivo, poiché il tempo t_{bio} relativo all'inizio della produzione di biogas coincide col tempo t_{peak} della sua massima produzione. Utilizzando i dati di biogas osservati, il valore di k è determinato a partire dal concetto di vita-media (*half-life value*):

$$k = \frac{\ln(2)}{t_{1/2} - t_{bio}}$$

in cui $t_{1/2}$ = tempo registrato in corrispondenza della metà della produzione cumulata di biogas (anni). Questa sintesi iniziale permette di definire, tramite osservazione, i parametri t_{bio} , $t_{1/2}$ e BP , e di definire, a partire da questi, i parametri k e $Y(t)$. È stato supposto, inoltre, che nella fase di metanogenesi stabile, la produzione teorica di CH_4 sia pari al 55%, mentre quella di CO_2 pari al 45%. I parametri da inserire nel modello sono rappresentati in Tab. IV-18 ed un esempio di modellazione è fornito dalla Tab. IV-19.

I dati a disposizione riguardano le date d'osservazione ed il volume di biogas cumulato. Quest'ultimo viene espresso in Normal $\text{m}^3/\text{t DM}$, ipotizzando di essere in condizioni *normali*, ad una temperatura di 25°C ed alla pressione atmosferica.

Tab. IV-18. I parametri del modello USEPA per il reattore *LGCIE INSA-Lyon B2*.

Simbolo	Significato	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	potenziale di biogas (osservato)	200	Nm^3 biogas/t DM
$\%CH_4$	percentuale di metano (supposta)	55	%
$\%CO_2$	percentuale di anidride carbonica (supposta)	45	%
k	velocità di generazione del biogas	7,228	anni^{-1}
t_{bio}	tempo d'inizio della biodegradazione	130 (0,356)	giorni (anni)
$t_{1/2}$	tempo registrato in corrispondenza della metà della produzione cumulata di biogas	165	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	tempo relativo a metà produzione cumulata di biogas meno il tempo d'inizio della biodegradazione	35	giorni

Tab. IV-19. Esempio di modellazione fatta utilizzando il modello USEPA (LGCIE INSA-B2).

Dati disponibili		MODELLO USEPA					
Data	Vol. biogas cumulato (Nm ³ /t DM)	t (giorni)	t (anni)	Y(t) (Nm ³ /t DM×anno)	Y(t) (Nm ³ /t DM×giorno)	Q(t) (Nm ³ /t DM)	t _{bio} (giorni)
29/10/2007	0,000	0	0,000	1489,0	4,079	4,0	130
30/10/2007	0,000	1	0,003	1459,8	3,999	8,0	131
31/10/2007	0,000	2	0,005	1431,1	3,921	11,9	132
01/11/2007	0,000	3	0,008	1403,1	3,844	15,7	133
02/11/2007	0,000	4	0,011	1375,6	3,769	19,4	134
03/11/2007	0,000	5	0,014	1348,6	3,695	23,1	135
04/11/2007	0,000	6	0,016	1322,2	3,622	26,7	136
05/11/2007	0,000	7	0,019	1296,2	3,551	30,2	137
06/11/2007	0,000	8	0,022	1270,8	3,482	33,6	138
07/11/2007	0,000	9	0,025	1245,9	3,413	37,0	139
08/11/2007	0,000	10	0,027	1221,5	3,346	40,3	140
09/11/2007	0,000	11	0,030	1197,5	3,281	43,6	141
10/11/2007	0,000	12	0,033	1174,0	3,217	46,8	142
11/11/2007	0,000	13	0,036	1151,0	3,153	49,9	143
12/11/2007	0,000	14	0,038	1128,4	3,092	52,9	144
13/11/2007	0,000	15	0,041	1106,3	3,031	55,9	145
14/11/2007	0,000	16	0,044	1084,6	2,972	58,9	146
15/11/2007	0,000	17	0,047	1063,4	2,913	61,8	147
16/11/2007	0,000	18	0,049	1042,5	2,856	64,6	148
17/11/2007	0,000	19	0,052	1022,1	2,800	67,4	149
18/11/2007	0,000	20	0,055	1002,0	2,745	70,1	150
19/11/2007	0,000	21	0,058	982,4	2,691	72,8	151
20/11/2007	0,000	22	0,060	963,1	2,639	75,4	152
21/11/2007	0,000	23	0,063	944,2	2,587	77,9	153
22/11/2007	0,000	24	0,066	925,7	2,536	80,4	154
23/11/2007	0,000	25	0,068	907,6	2,486	82,9	155
24/11/2007	0,000	26	0,071	889,8	2,438	85,3	156
25/11/2007	0,000	27	0,074	872,3	2,390	87,7	157
26/11/2007	0,000	28	0,077	855,2	2,343	90,0	158
27/11/2007	0,000	29	0,079	838,5	2,297	92,3	159
28/11/2007	0,000	30	0,082	822,0	2,252	94,5	160
29/11/2007	0,000	31	0,085	805,9	2,208	96,7	161
30/11/2007	0,000	32	0,088	790,1	2,165	98,8	162
01/12/2007	0,000	33	0,090	774,6	2,122	100,9	163
02/12/2007	0,000	34	0,093	759,4	2,081	103,0	164
03/12/2007	0,000	35	0,096	744,5	2,040	105,0	165
04/12/2007	0,000	36	0,099	729,9	2,000	107,0	166
05/12/2007	0,000	37	0,101	715,6	1,961	108,9	167
06/12/2007	0,000	38	0,104	701,6	1,922	110,8	168
07/12/2007	0,000	39	0,107	687,8	1,884	112,7	169
08/12/2007	0,082	40	0,110	674,3	1,847	114,5	170
09/12/2007	0,130	41	0,112	661,1	1,811	116,3	171
10/12/2007	0,177	42	0,115	648,2	1,776	118,1	172
11/12/2007	0,259	43	0,118	635,4	1,741	119,8	173
12/12/2007	0,283	44	0,121	623,0	1,707	121,5	174
13/12/2007	0,307	45	0,123	610,8	1,673	123,2	175

La costruzione della curva teorica di produzione di biogas secondo il modello USEPA, è legata alla biodegradazione del rifiuto; pertanto, deve cominciare nell'istante t_{bio} (Fig. IV-26a). Conoscendo i valori di t_{bio} e di $t_{1/2}$, è possibile calcolare k , che rappresenta graficamente la pendenza della curva di produzione cumulata: più alto è il suo valore, più la produzione di biogas sarà elevata, e più marcata sarà la fase ascendente della produzione. A partire dai dati osservati sulla produzione cumulata di biogas, è possibile determinare il valore finale di BP_{eff} , che coincide con BP nel caso in cui la produzione rimanga stabile in un lungo periodo di tempo (Fig. IV-26b). Solo successivamente è possibile costruire la curva di produzione di biogas, giornaliera ($Y(t)$) e cumulata ($Q(t)$).

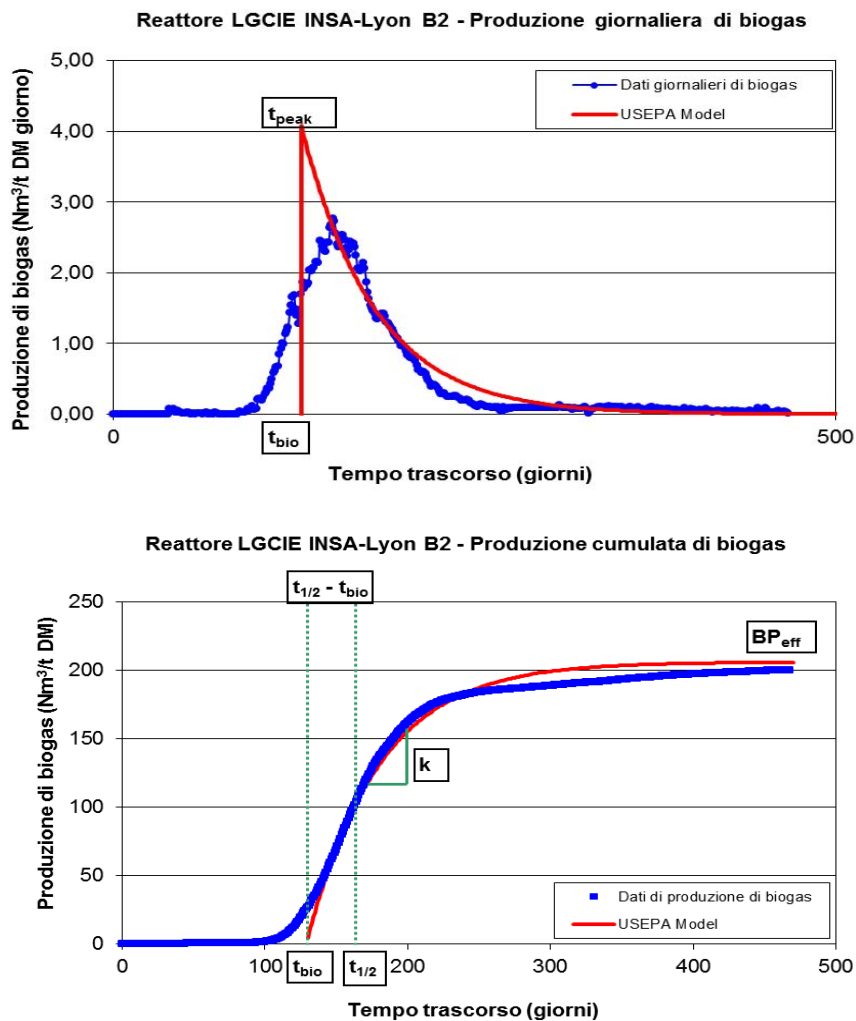


Fig. IV-26. a) curva di produzione giornaliera di biogas e **b)** curva di produzione cumulata di biogas, ottenute dopo la modellazione (reattore *LGCIE INSA-Lyon B2*).

4.4.2 Utilizzo del modello SWANA

Il modello di produzione di biogas proposto dalla SWANA segue ugualmente una cinetica di degradazione del primo ordine, come il modello USEPA (Cossu et al., 1996). Questo modello, che differisce leggermente dal precedente e che permette di descrivere meglio la fase ascendente della curva di produzione di biogas all'inizio della fase di biodegradazione, è espresso dalla seguente equazione iniziale:

$$Y(t) = BP \cdot k' \cdot e^{-k' \cdot (t - t'_{bio})} \cdot \frac{k' + s}{s} \cdot \left(1 - e^{-s \cdot (t - t'_{bio})}\right)$$

in cui s = parametro di forma (anni^{-1}); t'_{bio} = tempo corrispondente all'inizio della fase metanigena instabile (giorni o anni), che differisce dal t_{bio} precedentemente visto. La forma ottenuta da questo modello permette di avvicinarsi ai dati sperimentali osservati. L'obiettivo dell'utilizzo di questo secondo modello, pertanto, è di stabilire se questo produce una migliore modellazione delle deformazioni secondarie del rifiuto.

I parametri principali del modello sono stati dedotti a partire dai parametri trovati mediante il modello di produzione di biogas proposto dall'USEPA, e descritti in dettaglio nel paragrafo 1.3.3 del presente Capitolo. La Tab. IV-20 riporta un esempio di determinazione dei parametri di produzione di biogas, secondo il modello SWANA, da inserire successivamente nel modello bio-meccanico di calcolo delle deformazioni. Adottando la medesima procedura del paragrafo precedente, è possibile trovare la curva di produzione di biogas giornaliera e cumulata (Fig. IV-27). In Tab. IV-21, invece, sono riassunti tutti i parametri dei due modelli di produzione di biogas (USEPA e SWANA) per ogni singolo caso studiato.

Tab. IV-20. I parametri del modello SWANA per il reattore *LGCIE INSA-Lyon B2*.

Simbolo	Significato	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	potenziale di biogas (osservato)	200,0	Nm^3 biogas/t DM
$3\% BP_{eff}$	3% del potenziale di biogas (osservato)	6,0	Nm^3 biogas/t DM
$k' = k$	velocità di generazione del biogas	7,228	anni^{-1}
$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	istante di picco della produzione modellata di biogas	0,356 (130)	anni (giorni)
$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	tempo d'inizio della biodegradazione	0,310 (113)	anni (giorni)
$t'_{peak} - t'_{bio}$	—	0,046	anni
s	parametro di forma	51,8	anni^{-1}

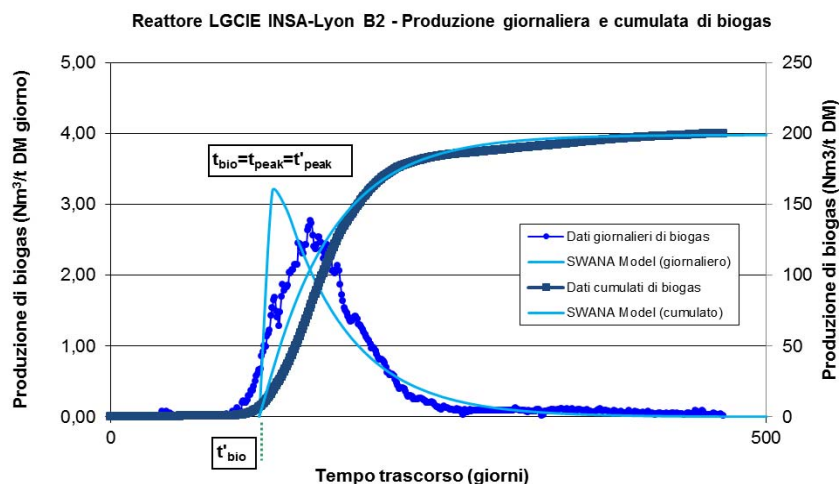


Fig. IV-27. Costruzione della curva di produzione giornaliera e cumulata di biogas ottenuta tramite l'utilizzo del modello SWANA.

Tab. IV-21. I diversi parametri dei modelli USEPA e SWANA, per tutti i casi analizzati.

Reattore	Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
	k (anni ⁻¹)	t_{bio} (giorni)	$k'=k$ (anni ⁻¹)	$t'_{peak} = t_{bio}$ (giorni)	$t'_{bio} = t_{3\%BP}$ (giorni)	s (anni ⁻¹)
Letteratura						
<i>Carrubba e Cossu (2003) – Miscela S10</i>	12,26	4,2	–	–	–	–
<i>Carrubba e Cossu (2003) – Miscela F10</i>	42,92	4,2	–	–	–	–
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 1</i>	3,61	24	3,61	24	12	102,9
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 2</i>	4,22	24	4,22	24	10	77,2
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 3</i>	1,21	350	1,21	350	285	14,4
Test di laboratorio						
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A1</i>	2,663 [7,230]	115 [330]	2,663 [7,230]	115 [330]	61 [329]	11,1 [2065,2]
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A2</i>	5,163	140	5,163	140	128	87,9
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A3</i>	2,108	235	2,108	235	208	40,7
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B1</i>	2,300 [11,500]	80 [215]	2,300 [11,500]	80 [215]	58 [214]	52,7 [1858,3]
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B2</i>	7,228	130	7,228	130	113	51,8
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B3</i>	1,446 [2,660]	200 [358]	1,446 [2,660]	200 [358]	197 [357]	732,1 [2498,9]
<i>CRPE ELIA (2009)- Control cell</i>	1,870	930	1,870	930	731	0,0001
<i>CRPE ELIA (2009)- Bioreactor cell</i>	1,100	700	1,100	700	335	0,0001
<i>CRPE ELIA (2009)- PTB1 cell</i>	1,950	350	1,950	350	177	0,3
<i>CRPE ELIA (2009)- PTB2 cell</i>	1,530	310	1,530	310	161	2,2
<i>LTHE Grenoble (2009) - Ciclode 1</i>	1,265	200	1,265	200	62	3,5
<i>LTHE Grenoble (2012) – Test 1G</i>	14,882	12	14,882	12	6	79,4
<i>ICEA Padova (2012) – Test 1P</i>	16,867	155	16,867	155	147	136,1

Cinetica secondaria, entro parentesi [], dovuta a successiva reiniezione di percolato.

4.5 Determinazione dei parametri usati per la modellazione della componente biologica della deformazione secondaria

4.5.1 I parametri iniziali del modello USEPA

La formulazione finale della deformazione secondaria meccanica e biologica, ricavata nel paragrafo 1.4 del presente Capitolo a partire dall'elaborazione del modello di produzione di biogas dell'USEPA, è la seguente:

$$\varepsilon_{secondary} = \underbrace{C_{\alpha\epsilon M} \cdot \log_{10}\left(\frac{t}{t_{100}}\right)}_{\text{Mechanical Model}} + \underbrace{\frac{\rho_{d0}}{\rho_{so0}} \cdot c \cdot (1 - e^{-k \cdot (t - t_{bio})})}_{\text{Biochemical Model}}$$

Nel paragrafo 4.3 è già stata definita la componente meccanica di deformazione. E' necessario, pertanto, determinare i parametri che vengono usati nella modellazione della componente biologica di deformazione secondaria, secondo l'approccio che si basa sulla produzione di biogas e quello che si basa sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto. La Tab. IV-22 presenta i parametri usati per la modellazione delle deformazioni secondarie, ricavati utilizzando il modello di produzione di biogas dell'USEPA.

Tab. IV-22. I parametri per la modellazione delle deformazioni del reattore *LGCIE INSA-Lyon B2*, ricavati utilizzando il modello di produzione di biogas dell'USEPA.

Simbolo	Significato	Valori utilizzati	Unità di misura	Riferimenti nel Capitolo
$C_{\alpha\epsilon M}$	coefficiente di compressione secondaria meccanica	0,015	–	parag. 1.2 parag. 4.3
k	velocità di generazione del biogas	7,228	anni ⁻¹	parag. 1.3.1
t_{100}	tempo di fine compressione primaria	0,019	anni	parag. 1.2 parag. 4.3
BP_{eff}	potenziale di biogas (osservato)	200,0	Nm ³ biogas/ t DM	parag. 1.3.1 parag. 2.2
BMP_{eff}	potenziale biochimico di metano (dedotto)	110,0	Nm ³ metano/ t DM	parag. 2.2
ρ_{d0}	densità secca iniziale	0,430	t/m ³	parag. 2.2 parag. 4.2
ρ_{so0}	densità iniziale della sostanza organica	0,980	t/m ³	parag. 2.2 parag. 4.2
t_{bio}	tempo d'inizio della biodegradazione	0,356	anni	parag. 1.3.1

Si possono conoscere i dati registrati per ciascun campione considerato, ovvero: il numero di giorni d'osservazione, la data d'osservazione, il cedimento assoluto del rifiuto nel reattore, l'altezza del rifiuto nel reattore durante i giorni successivi ed il cedimento totale. Prendendo le relazioni descritte nel paragrafo 1.3.1, è possibile determinare la deformazione secondaria meccanica (ε_{creep}), la deformazione secondaria biologica (ε_{bio}) e la deformazione secondaria totale $\varepsilon_{secondary}$ come somma delle due precedenti (Tab. IV-23).

Tab. IV-23. Esempio di modellazione delle deformazioni secondarie.

Dati disponibili			Modello USEPA				
<i>Cedimento assoluto</i> (cm)	<i>Altezza del rifiuto</i> (cm)	$\varepsilon(t)$ (%)	<i>t</i> (giorni)	<i>t</i> (anni)	ε_{creep} (-)	ε_{bio} (-)	$\varepsilon_{secondary}$ (%)
-	108,5	-	0				
0	106,5	0,0%	7	0,019	0,000	0,000	0,00%
1,6	104,9	1,5%	8	0,022	0,001	0,000	0,12%
1,7	104,8	1,6%	9	0,025	0,002	0,000	0,22%
1,8	104,7	1,7%	10	0,027	0,003	0,000	0,31%
2,0	104,5	1,9%	11	0,030	0,004	0,000	0,39%
2,1	104,4	2,0%	12	0,033	0,005	0,000	0,47%
2,1	104,4	2,0%	13	0,036	0,005	0,000	0,54%
2,3	104,2	2,2%	14	0,038	0,006	0,000	0,60%
2,1	104,4	2,0%	15	0,041	0,007	0,000	0,66%
2,1	104,4	2,0%	16	0,044	0,007	0,000	0,72%
2,3	104,2	2,2%	17	0,047	0,008	0,000	0,77%
2,4	104,1	2,3%	18	0,049	0,008	0,000	0,82%
2,3	104,2	2,2%	19	0,052	0,009	0,000	0,87%
2,5	104,0	2,3%	20	0,055	0,009	0,000	0,91%
2,7	103,8	2,5%	21	0,058	0,010	0,000	0,95%
3,0	103,5	2,8%	22	0,060	0,010	0,000	0,99%
3,5	103,0	3,3%	23	0,063	0,010	0,000	1,03%
4,2	102,3	3,9%	24	0,066	0,011	0,000	1,07%
5,3	101,2	5,0%	25	0,068	0,011	0,000	1,11%
6,3	100,2	5,9%	26	0,071	0,011	0,000	1,14%
9,0	97,5	8,5%	27	0,074	0,012	0,000	1,17%
9,4	97,1	8,8%	28	0,077	0,012	0,000	1,20%
10,0	96,5	9,4%	29	0,079	0,012	0,000	1,23%
10,8	95,7	10,1%	30	0,082	0,013	0,000	1,26%
12,1	94,4	11,4%	32	0,088	0,013	0,000	1,32%
13,1	93,4	12,3%	34	0,093	0,014	0,000	1,37%
13,4	93,1	12,6%	36	0,099	0,014	0,000	1,42%
13,7	92,8	12,9%	38	0,104	0,015	0,000	1,47%
13,8	92,7	13,0%	40	0,110	0,015	0,000	1,51%
14,1	92,4	13,2%	45	0,123	0,016	0,000	1,62%
14,2	92,3	13,3%	50	0,137	0,017	0,000	1,71%
14,2	92,3	13,3%	55	0,151	0,018	0,000	1,79%
15,1	91,4	14,2%	60	0,164	0,019	0,000	1,87%
15,2	91,3	14,3%	65	0,178	0,019	0,000	1,94%
15,0	91,5	14,1%	70	0,192	0,020	0,000	2,00%
15,4	91,1	14,5%	75	0,205	0,021	0,000	2,06%
15,3	91,2	14,4%	80	0,219	0,021	0,000	2,12%
15,6	90,9	14,6%	85	0,233	0,022	0,000	2,17%
15,4	91,1	14,5%	90	0,247	0,022	0,000	2,22%
15,7	90,8	14,7%	95	0,260	0,023	0,000	2,27%
15,8	90,7	14,8%	100	0,274	0,023	0,000	2,31%
16,0	90,5	15,0%	110	0,301	0,024	0,000	2,39%
16,1	90,4	15,1%	120	0,329	0,025	0,000	2,47%
16,3	90,2	15,3%	130	0,356	0,025	0,000	2,54%
16,5	90,0	15,5%	140	0,384	0,026	0,018	4,40%

4.5.2 Calcolo del parametro c tramite l'approccio basato sulla produzione di biogas

Tale metodo si basa sulla determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c a partire dalla conoscenza della quantità di materia organica effettivamente degradata, espressa dalla produzione cumulata finale di biogas (e quindi dal parametro BP_{eff}). Per ottenere il valore del contenuto in materia biodegradabile del rifiuto c , misurato sulla quantità di biogas prodotta, viene seguita la procedura spiegata nel paragrafo 2.3 del presente Capitolo. In base alle relazioni precedentemente ricavate, tale parametro risulta esser dato dal rapporto tra la quantità di biogas massima effettivamente osservata (BP_{eff}) rispetto alla quantità di biogas teoricamente attesa (espressa dal parametro $\overline{C_b}$), ovvero dalla relazione:

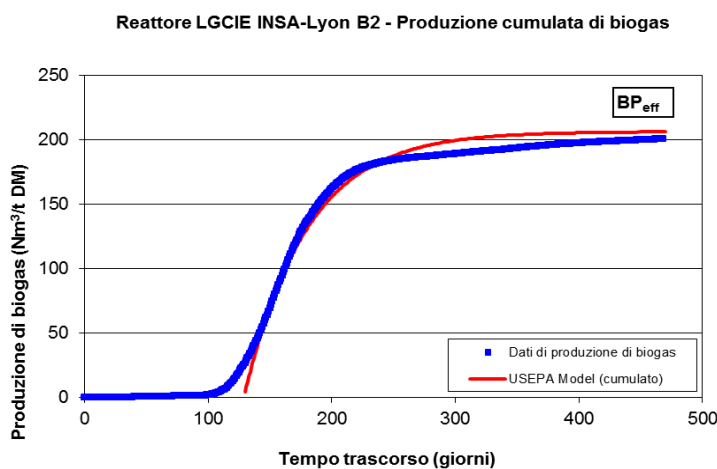
$$c = c_{biogas} = \frac{BP_{eff}}{\overline{C_b}}$$

La Tab. IV-24 presenta, in un esempio applicativo, i valori dei parametri usati per il calcolo del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c , secondo questo approccio. A partire dal modello USEPA di produzione di biogas e dalla conoscenza dei dati di cedimento osservati, è possibile modellare la curva di deformazione meccanica assieme alla curva di deformazione biologica, secondo la prima equazione di paragrafo 1.4.

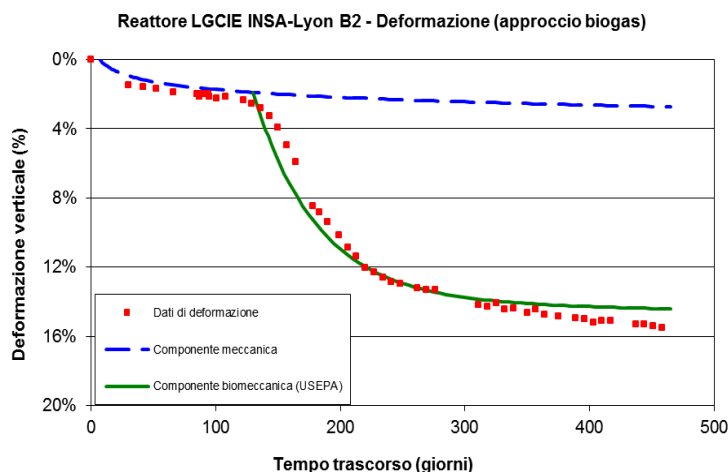
In Fig. IV-28 è possibile vedere i risultati della modellazione fatta utilizzando i criteri dell'USEPA (2005) con l'approccio *biogas*. La Fig. IV-28a rappresenta la curva che modella i dati di produzione di biogas cumulati osservati, mentre la Fig. IV-28b presenta la costruzione delle curve di deformazione meccanica e biologica, rispetto ai dati di deformazione osservati.

Tab. IV-24. Valori dei parametri usati per il calcolo di c_{biogas} per il reattore LGCIE INSA-Lyon B2.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
$\overline{C_b}$	750,0	Nm ³ biogas/t DM
BP_{eff}	200,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP	110,0	Nm ³ metano/t DM
c	26,7	%



a)



b)

Fig. IV-28. Risultati grafici di sintesi della modellazione: **a)** produzione di biogas cumulata; **b)** modellazione delle deformazioni.

4.5.3 Calcolo del parametro c tramite l'approccio basato sul pretrattamento iniziale del rifiuto

Nel tentativo di ricercare un valore di c che non sia dipendente dalla produzione di biogas ma dal pretrattamento iniziale subito dal rifiuto, sono stati definiti, a priori, dei valori di contenuto biodegradabile c_i per ciascuna componente i del rifiuto (paragrafo 2.4.1). Questi valori sono stati supposti variare a seconda del tipo di pretrattamento, considerando, pertanto, tre differenti categorie, come mostrato nella Tab. IV-25.

Tab. IV-25. Riassunto della classificazione fatta.

Categorie	Fonte	Referenza
1) <i>Nessun pretrattamento</i>	Valore guida della referenza	Valori mediati dalla letteratura (Tchobanoglous et al., 1993; Lobo, 2003; Bayard et al., 2009; Machado et al., 2009)
2) <i>Pretrattamento corto</i>	Frazioni biodegradabili divise per 4 in rapporto a quelle del punto 1)	Lornage et al., 2007
3) <i>Pretrattamento lungo</i>	Frazioni biodegradabili divise per 10 in rapporto a quelle del punto 1)	Lornage et al., 2007

Sono stati proposti nuovi valori del contenuto gravimetrico di sostanza biodegradabile di ciascuna frazione i che compone il rifiuto, ovvero $c_{i,correct}$, ottenuti a partire dal loro contenuto biodegradabile iniziale (c_i) e corretti da un parametro p_i , a seconda del tipo di pretrattamento subito dal rifiuto. Moltiplicando i valori di $c_{i,correct}$ con la frazione biologica $f_{i,bio}$ che compone il rifiuto, è possibile trovare il valore finale del c , secondo l'espressione seguente:

$$c = c_{pre\text{treatment}} = \sum_{i=1}^n f_{i,bio} \cdot c_{i,correct}$$

Un esempio di calcolo di c è presente in Tab. IV-26, per i reattori del *LGCIE INSA-Lyon B1*, *B2* e *B3*, aventi subito, rispettivamente, nessun tipo di pretrattamento (*B1* e *B2*) e un corto pretrattamento (*B3*).

Tab. IV-26. Esempio di calcolo di $c_{pre\text{treatment}}$ per i reattori *LGCIE INSA-Lyon B*.

Nome del reattore	<i>B1</i>			<i>B2</i>		<i>B3</i>	
Inizio biodegradazione (t_{bio})	80 giorni (235 giorni)*			130 giorni		200 giorni (358 giorni)*	
Tipo di pretrattamento	Nessuno			Nessuno		Corto	
Frazione di rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct}$	$\frac{c_{i,correct} \times}{f_{i,bio}}$	$c_{i,correct}$	$\frac{c_{i,correct} \times}{f_{i,bio}}$	$c_{i,correct}$	$\frac{c_{i,correct} \times}{f_{i,bio}}$
Passante al D=20mm	24,25%	35,0%	8,49%	35,0%	8,49%	8,8%	2,12%
M. Putrescibili	1,62%	50,0%	0,81%	50,0%	0,81%	12,5%	0,20%
Carta e cartone	26,34%	40,0%	10,54%	40,0%	10,54%	10,0%	2,64%
Legno e vegetali	3,76%	30,0%	1,13%	30,0%	1,13%	7,5%	0,28%
Tessili	5,82%	35,0%	2,04%	35,0%	2,04%	8,8%	0,51%
			$c=23,01\%$		$c=23,01\%$		$c=5,75\%$

* Cinetica secondaria dovuta a successiva reiniezione di percolato.

La Fig. IV-29 presenta un grafico di modellazione della deformazione secondaria meccanica e biologica, nei confronti dei dati di deformazione realmente osservati. Tale modellazione è stata fatta utilizzando i criteri di produzione di biogas dell'USEPA (2005) e considerando, nel determinare il parametro c , l'approccio basato sul tipo di pretrattamento subito dal rifiuto.

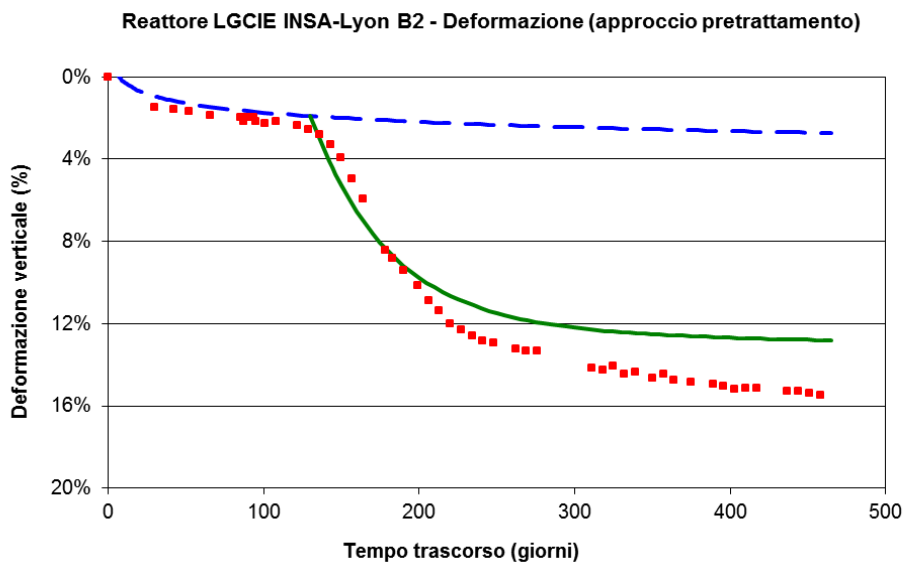


Fig. VI-29. Risultati grafici di sintesi della modellazione delle deformazioni secondarie.

4.5.4 Determinazione del parametro $c_{required}$

La determinazione di $c_{required}$ è stata fatta semplicemente mediante tentativi successivi, cercando differenti valori di c nelle equazioni relative alle deformazioni di paragrafo 1.4, e trovando quello che produce la migliore sovrapposizione tra la curva delle deformazioni del modello ed i dati osservati (Fig. IV-30).

E' possibile, infatti, definire $c_{required}$ come il valore atteso, ovvero *il valore di c che si vorrebbe ottenere come input del modello, per avere la modellazione esatta delle deformazioni, come quelle osservate.*

Nel reattore dell'*LGCIE INSA-Lyon B2*, per esempio, il valore di c richiesto è pari a 29,1%: tale valore ha significato puramente ideale, in quanto rappresenta il valore che, teoricamente, si desidera ottenere affinché il modello possa interpolare ottimamente i dati registrati (Tab. IV-27).

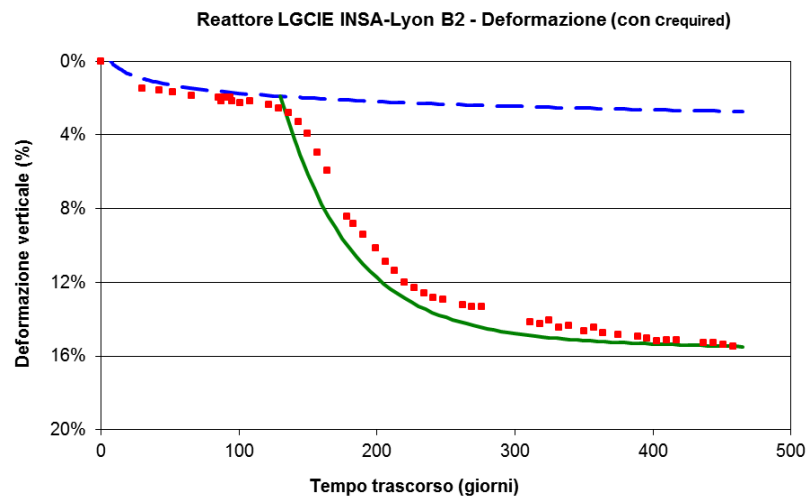


Fig. IV-30. Curva delle deformazioni secondarie del reattore *LGCIE INSA-Lyon B2* ottenuta usando $c_{required}$.

Tab. IV-27. Comparazione tra i differenti valori del parametro c per il reattore *B2*.

Approccio biogas	Approccio pretrattamento	Contenuto biodegradabile richiesto
c_{biogas}	$c_{pretreatment}$	$c_{required}$
26,7%	23,0%	29,1%

La Fig. IV-31 permette di osservare le differenze tra i valori di $c_{pretreatment}$ e di c_{biogas} rispetto al valore ideale richiesto $c_{required}$, per tutti i diciotto casi analizzati, mentre la Tab. IV-28 riassume i risultati relativi alla produzione di biogas e di metano, e tutti i valori di c utilizzati nei diversi approcci.

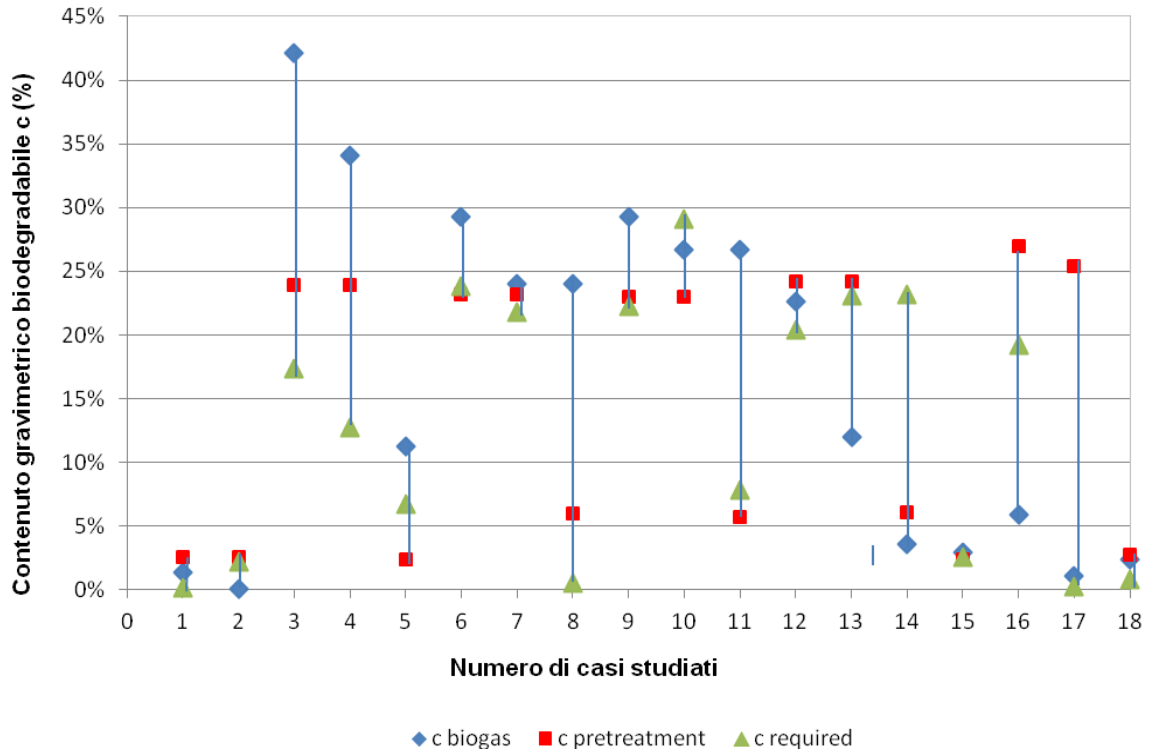


Fig. IV-31. Contenuti gravimetrici della sostanza organica biodegradabile ($C_{pretreatment}$ e C_{biogas}) dei diversi casi considerati, rapportati a quello richiesto ($C_{required}$).

Tab. IV-28. Risultati riguardanti la produzione di biogas/metano e valori di c utilizzati nei diversi approcci.

Reattori	BP osservato BP_{eff} (Nm ³ biogas/t DM)	BMP osservato BMP_{eff} (Nm ³ CH ₄ /t DM)	Velocità di produzione di biogas k (anni ⁻¹)	c approccio biogas c_{biogas} (%)	c approccio pretrattamento $c_{pretreatment}$ (%)	c richiesto $c_{required}$ (%)
Letteratura						
<i>Carrubba e Cossu (2003) – Miscela S10</i>	10,0	5,5	12,264	1,3	2,6	0,2
<i>Carrubba e Cossu (2003) – Miscela F10</i>	0,5	0,3	42,924	0,1	2,6	2,2
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 1</i>	316,0	173,8	3,614	42,1	23,9	17,4
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 2</i>	256,0	140,8	4,217	34,1	23,9	12,7
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 3</i>	85,0	46,8	1,205	11,3	2,4	6,7
Test di laboratorio						
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A1</i>	220,0 [40,0]	121,0 [22,0]	2,663 [7,230]	29,3	23,1	23,8
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A2</i>	180,0	99,0	5,163	24,0	23,1	21,8
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A3</i>	180,0	99,0	2,108	24,0	6,0	0,5
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B1</i>	220,0 [95,0]	121,0 [52,3]	2,300 [11,500]	29,3	23,0	22,3
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B2</i>	200,0	110,0	7,228	26,7	23,0	29,1
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B3</i>	200,0 [115,0]	110,0 [63,3]	1,446 [2,660]	26,7	5,7	7,8
<i>CRPE ELIA (2009)- Control cell</i>	170,0	93,5	1,870	22,7	24,2	20,4
<i>CRPE ELIA (2009)- Bioreactor cell</i>	90,0	49,5	1,100	12,0	24,2	23,1
<i>CRPE ELIA (2009)- PTB1 cell</i>	27,0	14,9	1,950	3,6	6,1	23,2
<i>CRPE ELIA (2009)- PTB2 cell</i>	22,0	12,1	1,530	2,9	2,4	2,6
<i>LTHE Grenoble (2009) - Ciclode 1</i>	44,0	24,2	1,265	5,9	26,9	19,2
<i>LTHE Grenoble (2012) – Test 1G</i>	18,0	9,9	14,882	2,4	2,8	0,8
<i>ICEA Padova (2012) – Test 1P</i>	8,4	4,6	16,867	1,1	25,4	0,3

Cinetica secondaria, entro parentesi [], dovuta a successiva reiniezione di percolato.

4.6 Riassunto dell'applicazione sul reattore *LGCIE INSA-Lyon B2* nei vari step di calcolo

Il procedimento di modellazione della curva di produzione di biogas, giornaliera e cumulata, utilizzando i modelli USEPA e SWANA, ed il procedimento di modellazione della deformazione secondaria, meccanica e biologica, attraverso l'uso dei due approcci studiati (approccio basato sul pretrattamento e sulla produzione di biogas) vengono riassunti per step successivi.

STEP 1: Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto

La determinazione delle frazioni delle singole componenti del rifiuto f_i e delle componenti soggette a biodegradazione $f_{i,bio}$, deriva dalla conoscenza della merceologia del rifiuto (Tab. IV-29).

Tab. IV-29. Frazioni merceologiche in percentuale (% sostanza secca).

Passante al $D=20$ mm	Frazioni organiche $f_{i,bio}$				Altre frazioni			
	Contenuto putrescibile	Carta e cartoni	Tessili	Legno e vegetali	Plastica	Vetro	Metalli	Inerti
24,25%	1,62%	26,34%	5,82%	3,76%	14,74%	8,37%	7,13%	7,97%

STEP 2: Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s0}

I valori delle due densità sono stati determinati tramite prove di laboratorio, e sono pari a $\rho_{d0} = 0,430 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s0} = 0,980 \text{ t/m}^3$.

STEP 3: Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e C_{aeM}

I parametri meccanici del modello (t_{100} e C_{aeM}) sono stati ricavati a partire dall'analisi delle deformazioni secondarie osservate. Dalla Fig. IV-32 è possibile valutare il valore di C_{aeM} , pari a 0,015 mentre, non essendo disponibile il valore di t_{100} , e trattandosi di prove di laboratorio, è stato assunto un valore di 7 giorni (Olivier, 2003).

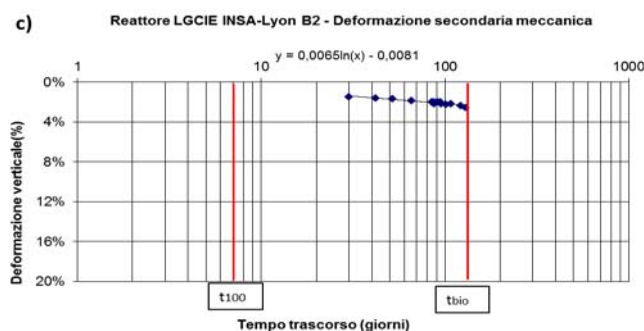


Fig. IV-32. Deformazione secondaria meccanica in grafico semilogaritmico e determinazione del parametro C_{aeM} .

STEP 4: Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas

L'analisi della produzione osservata di biogas, giornaliera e cumulata, consente di conoscere i parametri più importanti di modellazione quali t_{bio} , t'_{bio} , t_{peak} , t'_{peak} , BP_{eff} , k e $Y(t)$ (Tab. IV-30). Tramite questi, è possibile costruire le curve di produzione di biogas secondo i modelli USEPA e SWANA, ed osservare l'esistenza o meno di una corrispondenza tra i dati registrati e le modellazioni fatte (Fig. IV-33a, b).

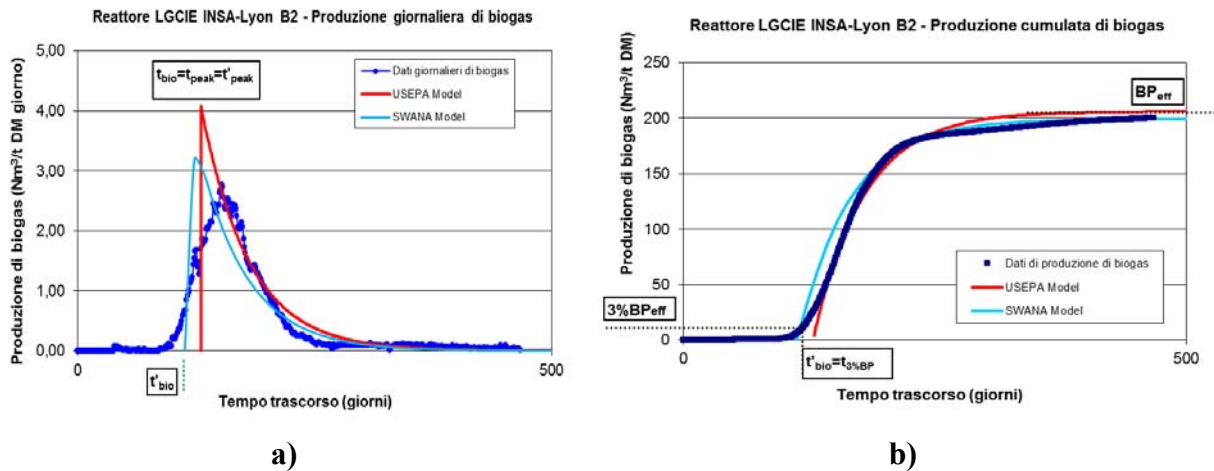


Fig. IV-33. a) Produzione giornaliera di biogas; **b)** produzione cumulata di biogas, secondo i due modelli di produzione di biogas USEPA e SWANA.

Tab. IV-30. Valori dei parametri di produzione di biogas per i modelli USEPA e SWANA.

<i>Parametri per il modello USEPA</i>	<i>Parametri per il modello SWANA</i>
a partire dalla produzione cumulata di biogas e secondo l'equazione di par. 1.3.1	a partire dalla produzione cumulata di biogas e secondo l'equazione di paragrafo 1.3.2
$t_{bio} = 130$ giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)} = 113$ giorni
$t_{1/2} = 165$ giorni	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio} = 130$ giorni
$t_{1/2} - t_{bio} = 35$ giorni	$s = 51,77$ anni ⁻¹
$BP(\infty) = BP_{eff} = 200$ Nm ³ biogas/t DM	$BP(\infty) = BP_{eff} = 200$ Nm ³ biogas/t DM
$k = 7,228$ anni ⁻¹	$k' = k = 7,228$ anni ⁻¹

STEP 5: Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

La definizione del contenuto biodegradabile c ottenuta utilizzando l'approccio basato sulla produzione di biogas e sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto, completa l'insieme dei parametri da utilizzare come input e consente di definire graficamente le curve che modellano le deformazioni registrate. Come visto nel paragrafo 2.3, il valore di c_{biogas} è ottenuto dalla seguente equazione:

$$c_{biogas} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{200}{750} = 26,67\%$$

Il valore di $c_{pretreatment}$ è ottenuto, come descritto in paragrafo 2.4, mediante moltiplicazione tra le singole frazioni organiche biologiche del rifiuto, con la relativa percentuale di degradazione

$c_{i,correct}$, corretta in modo da tener in considerazione del pretrattamento subito dal rifiuto (in questo caso, nessun pretrattamento, quindi $c_i = c_{i,correct}$) (Tab. IV-31).

Il $c_{required}$, trovato per tentativi quando si ottiene la sovrapposizione della curva di deformazione del modello con i dati osservati, è pari a 29,1%.

Tab. IV-31. Determinazione del contenuto biodegradabile c attraverso il modello basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

Nome del reattore		B2	
Inizio biodegradazione (t_{bio})		130 giorni	
Tipo di pretrattamento		Nessuno	
Frazione di rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$
Passante al D=20mm	24,25%	35,0%	8,49%
M. Putrescibili	1,62%	50,0%	0,81%
Carta e cartone	26,34%	40,0%	10,54%
Legno e vegetali	3,76%	30,0%	1,13%
Tessili	5,82%	35,0%	2,04%
			$c=23,01\%$

STEP 6: Costruzione della curva di deformazione secondaria del modello

Con questi parametri è possibile costruire quattro curve di modellazione delle deformazioni, in quanto si hanno due modelli di produzione di biogas di riferimento (USEPA e SWANA) e due diversi approcci di determinazione di c (uno riguardante la produzione di biogas ed uno riguardante il tipo di pretrattamento iniziale). Tali curve sono ottenute a partire dalla combinazione tra i modelli di riferimento e gli approcci considerati (Fig. IV-34a, b).

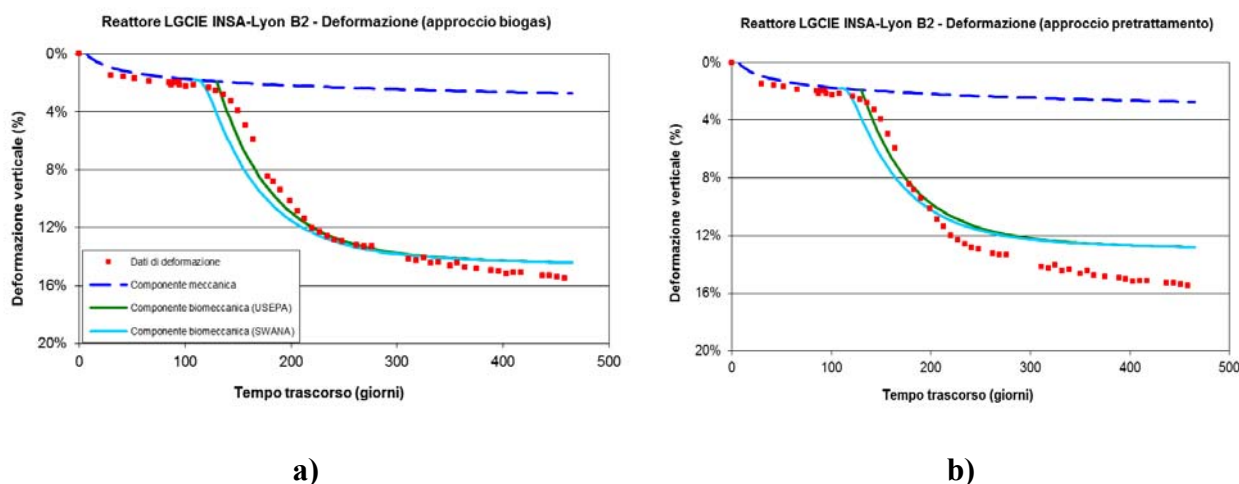


Fig. IV-34. Deformazione ottenuta a partire dai modelli USEPA e SWANA ed utilizzando l'approccio **a)** basato sulla produzione di biogas e **b)** basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

CAPITOLO V. RISULTATI DELL'APPLICAZIONE DEL MODELLO NEI CASI CONSIDERATI

RIASSUNTO: In questa sezione sono presentati i risultati ottenuti per ogni caso considerato nel precedente capitolo. Le curve di deformazione secondaria sono state ricavate a partire dai dati osservati sulla produzione, giornaliera e cumulata, di biogas e modellati secondo le curve di produzione di biogas ottenute dai modelli USEPA e SWANA.

Il modello SWANA ha il vantaggio di definire molto bene la fase ascendente della produzione di biogas rispetto al primo. Il tempo d'inizio della degradazione biologica, determinato per questo modello, rende conto della piccola produzione di biogas che, generalmente, si ha prima dell'inizio della fase metanigena. Di conseguenza, la curva di produzione di biogas del modello SWANA e le deformazioni secondarie indotte dalla biodegradazione, cominciano solitamente prima rispetto a quelli del modello USEPA.

La modellazione delle deformazioni secondarie, divise nella componente meccanica e biologica, è stata ottenuta a partire dai due modelli proposti, e considerando due diversi approcci nella determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile del rifiuto (metodo basato sulla produzione di biogas e metodo basato sul tipo di pretrattamento iniziale). I risultati mostrano che la modellazione delle deformazioni secondarie risulta migliore se si utilizza il secondo approccio.

ABSTRACT: *This section presents the results obtained for each case considered in the precedent chapter. The curves of secondary settlement strain were obtained from the data observed on the daily and cumulative biogas production, and modeled according to the curves of biogas production obtained by the USEPA and SWANA models.*

If compared to the first model, the SWANA model allows to define very well the rising phase of the biogas production. The time of start of the biological degradation, determined for this model, highlights the small biogas production that is generally present before the beginning of the methanogenic phase. Consequently, the curve of biogas production of the SWANA model and the secondary settlement strains induced by biodegradation, usually begin earlier than those of the USEPA model.

The modeling of the secondary settlement strains, divided into mechanical and biological component, was obtained from the two proposed models. In addition, two different approaches were considered to determine the biodegradable organic content of the waste (respectively, the approach based on the biogas production and the approach based on the type of initial pretreatment). The results show that the modeling of secondary settlement strains is better if the second approach is employed.

1. PROVE DI LABORATORIO CONDOTTE SU MISCELE DI RIFIUTI PRETRATTATI

Per calibrare il modello bio-meccanico proposto, sono state inizialmente considerate delle miscele di rifiuto pretrattato mescolato con materiali poco o non biodegradabili, in condizioni limite, o non convenzionali. Tali miscele sono state sottoposte a prove di compressione a lungo termine, su un reattore di laboratorio (Fig. V-1), effettuate presso il Dipartimento ICEA dell'Università di Padova e descritte in dettaglio da Carrubba e Cossu (2003).

La produzione attesa di biogas, infatti, deve essere molto esigua, visto che il rifiuto ha subito un lungo pretrattamento bio-meccanico ed è stato miscelato a sostanze inerti, che non sono soggette a biodegradazione.

L'obiettivo è stato quello di confrontare, anche sotto queste condizioni particolari, la modellazione teorica della deformazione secondaria, meccanica e biologica, con i risultati osservati. Il risultato atteso da parte del modello sarà l'ottenimento di una curva di deformazione quasi totalmente meccanica, in cui la componente biologica sia poco incidente o del tutto assente.



Fig. V-1. Apparecchiatura edometrica utilizzata per le prove di compressione su miscele di rifiuto (Carrubba e Cossu, 2003).

Caratterizzazione del rifiuto e descrizione dei campioni

I materiali utilizzati, la loro origine ed il tipo di pretrattamento subito, sono descritti in Tab. V-1. Il RSU originale, proveniente dalla discarica Legnago, è stato sottoposto a un pretrattamento con bio-tunnel, su lungo periodo, per ottenere un rifiuto parzialmente stabilizzato, qui indicato con la sigla *MBP*. Due miscele sono state preparate mescolando *MBP* con scorie d'inceneritore (*S*) e fanghi di depurazione (*F*). La miscela di *MBP*, con il 10% in peso di *S*, è stata designata con la sigla *S10*, mentre la miscela di *MBP*, con il 10% in peso di *F*, è stata designata con la sigla *F10*.

Sono state eseguite prove di compressione monodimensionali di lungo termine per le miscele *S10* e *F10*, a velocità di carico controllata e costante ricircolo di percolato, per accelerare la

degradazione biologica. Le informazioni relative alle diverse prove sono riportate in Tab. V-2, mentre le frazioni merceologiche delle miscele utilizzate sono riportate in Tab. V-3.

Tab. V-1. Materiali utilizzati, origine, tipo di pretrattamento e miscele prodotte.

Materiale	Sigla	Origine	Pretrattamento	Quantità	Miscela
Scorie d'inceneritore	<i>S</i>	S. Lazzaro (PD)	Nessuno	10%	10% <i>S</i> + 90% <i>MBP</i> = <i>Miscela S10</i>
Rifiuto pretrattato	<i>MBP</i>	Legnago (VR)	Aerazione con bio-tunnel	90%	
Fanghi di depurazione	<i>F</i>	Ca' Nordio (PD)	Filtropressa	10%	10% <i>F</i> + 90% <i>MBP</i> = <i>Miscela F10</i>

Tab. V-2. Caratteristiche dell'apparecchiatura edometrica e delle miscele di rifiuto.

Caratteristica	Valore
Diametro ed altezza della cella	256 mm; 400 mm
Sforzo verticale applicato	100 kPa
Durata dei test	≈ 1700 ore (<i>S10</i>); ≈ 300 ore (<i>F10</i>)
Capacità di campo riferita alla frazione secca	77% (<i>S10</i>); 168% (<i>F10</i>)
Contenuto d'acqua riferito alla frazione secca	67% (<i>S10</i>); 160% (<i>F10</i>)

Tab. V-3. Frazioni merceologiche per entrambe le miscele *S10* e *F10*, in percentuale (% sostanza secca).

Passante al $D=20$ mm	Frazioni organiche $f_{i,bio}$				Altre frazioni			
	Contenuto putrescibile	Carta e cartoni	Tessili	Legno e vegetali	Plastica	Vetro	Metalli	Inerti
56,7%	1,8%	11,8%	0,5%	1,8%	16,2%	0,9%	0,2%	10,1%

Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s00}

I valori delle due densità sono riportati nei lavori di Carrubba e Cossu (2003) e Conte e Carrubba (2011; 2012a), e assumono i valori, rispettivamente, di $\rho_{d0} = 0,760 \text{ t/m}^3$ per la miscela *S10*; $\rho_{d0} = 0,776 \text{ t/m}^3$ per la miscela *F10* e $\rho_{s00} = 0,850 \text{ t/m}^3$ sia per *S10* che per *F10*.

Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e $C_{\alpha\epsilon M}$

Il parametro $C_{\alpha\epsilon M}$, che descrive la compressione da *creep*, è stato valutato nella prima parte della curva di compressione secondaria (Fig. V-2). A questo proposito, si è osservato che:

- la fine delle deformazioni primarie è stata raggiunta in pochi minuti (circa 12 minuti);
- l'inizio della biodegradazione (t_{bio}) è stato osservato all'incirca dopo 100 ore.

In Tab. V-4 si riportano i risultati delle deformazioni manifestate dai due campioni, *S10* e *F10*.

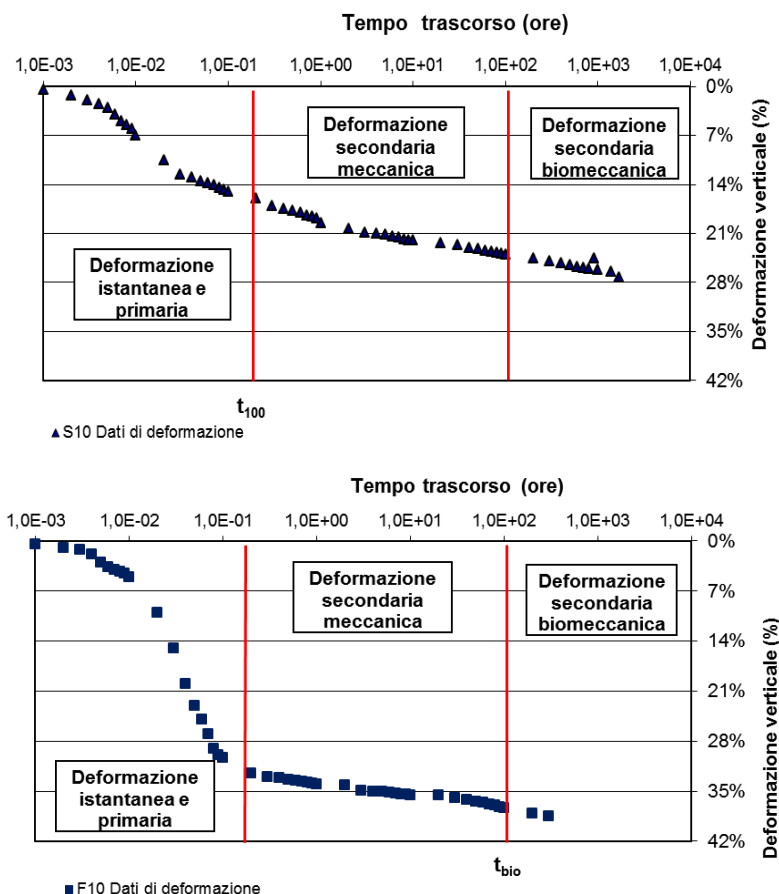


Fig. V-2. Deformazioni osservate per le miscele di rifiuto S10 e F10.

Tab. V-4. Parametri riguardanti il calcolo dei coefficienti di compressione.

Parametri	deformazione		deformazione secondaria	
	primaria	meccanica	solo meccanica	biologica
	dall'inizio fino a t_{100}		da t_{100} a t_{bio}	da t_{bio} fino alla fine
Intervalli di tempo per S10 (ore)	$10^{-3} - 2 \times 10^{-1}$		$2 \times 10^{-1} - 100$	$100 - 1700$
Intervalli di tempo per F10 (ore)	$10^{-3} - 2 \times 10^{-1}$		$2 \times 10^{-1} - 100$	$100 - 300$
Parametri di compressione (S10)	$C'_c = 0,086$		$C_{\alpha \epsilon M} = 0,027$	-
Parametri di compressione (F10)	$C'_c = 0,178$		$C_{\alpha \epsilon M} = 0,016$	-

Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas

A causa del pretrattamento, la produzione di biogas è stata molto bassa. A partire da $t_{bio} = 100$ ore fino alla fine dei test, la produzione totale di biogas (BP_{eff}) della miscela S10 è stata di 10 Normal m³ di biogas/t di sostanza secca, e prossima a zero per la miscela F10. Successivamente si sono valutati i parametri: $t_{1/2}$ (S10) = 600 ore; $t_{1/2}$ (F10) = 240 ore; k (S10) = $1,4 \times 10^{-3}$ ore⁻¹; k (F10) = $4,9 \times 10^{-3}$ ore⁻¹, consentendo così la ricostruzione della curva di produzione di biogas, secondo le espressioni di paragrafo 1.3.1 del Capitolo IV. La Fig. V-3 mostra la curva di produzione di biogas, giornaliera e cumulata, ricostruita usando solamente il modello USEPA, mentre la Tab. V-5 riassume i dati trovati.

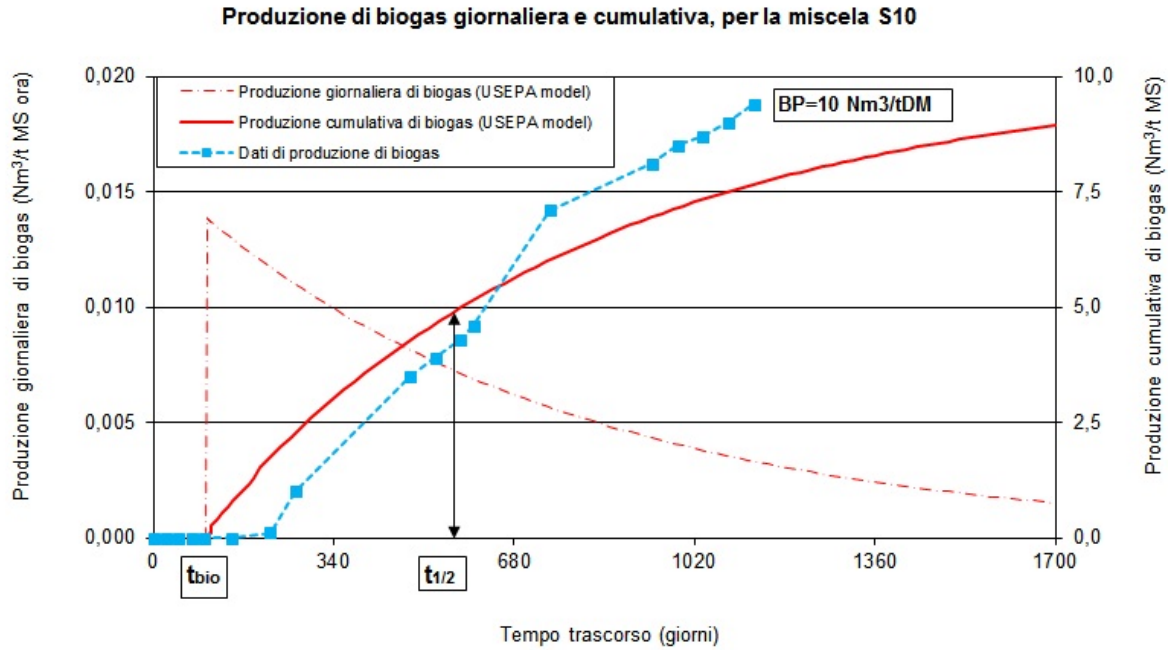


Fig. V-3. Produzione giornaliera di biogas, espressa in Normal m³ su tonnellata di massa secca di rifiuto per ora, e produzione cumulata di biogas, espressa in Normal m³ su tonnellata di massa secca.

Tab. V-5. Parametri di produzione di biogas ottenuti usando il modello USEPA.

<i>Parametri per il modello USEPA (S10)</i>	<i>Parametri per il modello USEPA (F10)</i>
$t_{bio} = 100 \text{ ore}$	$t_{bio} = 100 \text{ ore}$
$t_{1/2} = 600 \text{ ore}$	$t_{1/2} = 240 \text{ ore}$
$t_{1/2} - t_{bio} = 500 \text{ ore}$	$t_{1/2} - t_{bio} = 140 \text{ ore}$
$BP(\infty) = BP_{eff} = 10 \text{ Nm}^3 \text{ biogas/t DM}$	$BP(\infty) = BP_{eff} = 0,5 \text{ Nm}^3 \text{ biogas/t DM}$
$k = 1,4 \times 10^{-3} \text{ ore}^{-1}$	$k = 4,9 \times 10^{-3} \text{ ore}^{-1}$

Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

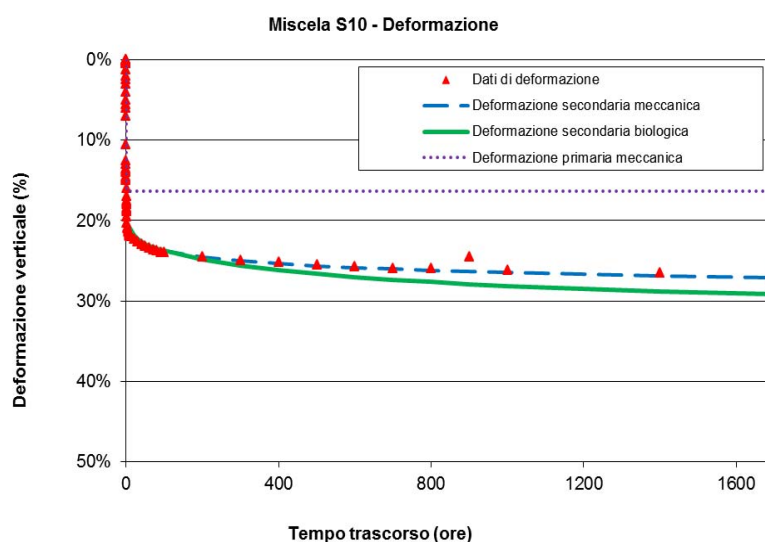
Le frazioni biodegradabili $f_{i,bio}$ (Tab. V-3) sono state moltiplicate per il corrispondente contenuto biodegradabile $c_{i,correct}$, corretto nel caso di lungo pretrattamento: la somma dei diversi prodotti ha determinato il valore del contenuto solido organico totale $c_{pretreatment} = 2,61\%$ (Tab. V-6). Questo valore rappresenta la percentuale di sostanza organica che, nel tempo, si trasforma in biogas.

Tab. V-6. Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c attraverso il modello basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

Nome della prova		Miscela S10 e F10	
Inizio biodegradazione (t_{bio})		100 ore	
Tipo di pretrattamento		Lungo	
Frazione di rifiuto	$f_{i,bio}$	$C_{i,correct}$	$C_{i,correct} \times f_{i,bio}$
Passante al D=20mm	56,7%	3,5%	1,98%
M. Putrescibili	1,8%	5,0%	0,09%
Carta e cartone	11,8%	4,0%	0,47%
Legno e vegetali	1,8%	3,0%	0,05%
Tessili	0,5%	3,5%	0,02%
TOTALE ($C_{pretreatment}$)			$c=2,61\%$

Modellazione della deformazione secondaria totale

L'individuazione dei parametri meccanici C_{aeM} (S10), C_{aeM} (F10), t_{100} , ρ_{d0} , ρ_{so0} e di quelli biologici k , BP_{eff} , t_{bio} , ha consentito la modellazione delle deformazioni secondarie totali (Fig. V-4). Dopo un cedimento primario, caratterizzato dal coefficiente di compressione C'_c , il rifiuto ha manifestato un cedimento secondario, separabile nelle componenti meccaniche e biologiche. La miscela S10 mostra una deformazione verticale finale di circa il 28%. Quasi tutto il cedimento secondario sembra essere di natura meccanica, nonostante la degradazione biologica inizi a circa 100 ore. Ciò può essere spiegato dal fatto che il 90% dei rifiuti è stato precedentemente pretrattato su lungo periodo e, quindi, gran parte della sostanza organica, in esso contenuta, è stata degradata prima della prova, mentre il restante 10% di scorie d'inceneritore non fornisce biogas. Pertanto, sembra ragionevole che la deformazione di *creep* (circa 12%) sia stata superiore a quella biologica (solo 2÷3%). Anche la miscela F10 mostra un andamento analogo a quello della miscela S10.



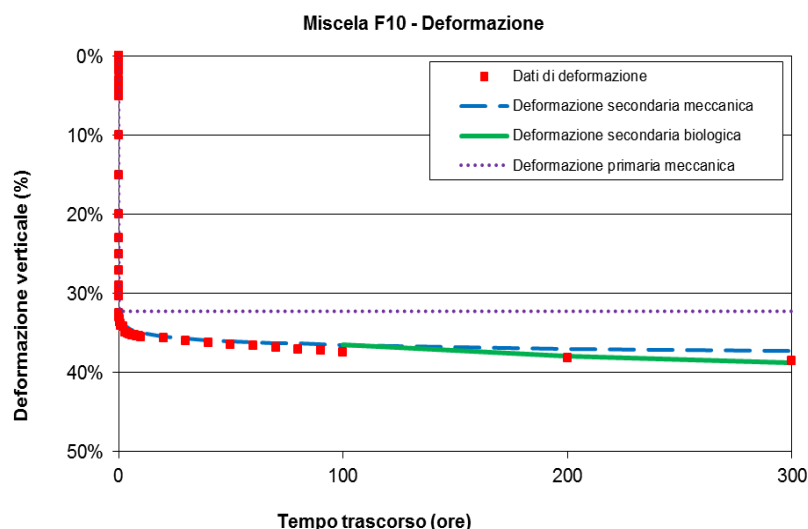


Fig. V-4. Risultati della modellazione delle deformazioni secondarie per le due miscele.

Discussione dei risultati ottenuti

Il modello bio-meccanico proposto, che valuta la componente meccanica e biologica della deformazione secondaria, è stato applicato ai risultati di prove di laboratorio condotte su miscele di RSU biostabilizzate e di rifiuti inerti. A causa del pretrattamento subito dagli RSU, il contenuto biodegradabile delle miscele è stato molto basso, e la produzione di biogas molto contenuta. In tali condizioni limite, il modello bio-meccanico è stato in grado di fornire previsioni di deformazione di lungo termine in buon accordo con i risultati sperimentali.

2. REATTORI CAR

I reattori *CAR* (*Consolidating Anaerobic Reactors*) sono stati descritti in letteratura da Ivanova et al. (2008a) e da Powrie et al. (2009) (Fig. V-5).

Per queste prove, gli autori hanno utilizzato un campione di RSU fresco di circa 2 settimane, di 190 kg di massa totale secca, e proveniente dal sito di stoccaggio *White's landfill* (Dorset, UK). La massa totale di rifiuto è stata separata in differenti componenti e la percentuale di ogni componente è stata determinata misurando il peso secco. Solo 27 kg di rifiuto, in peso secco, sono stati posizionati in ogni *CAR*. Le particelle del campione più grandi, con taglia maggiore di 40 mm, sono state triturate. Il 96,6% del campione triturato è passato attraverso il setaccio di 37,5 mm.

Il rifiuto posizionato in *CAR1* e *CAR2* non ha subito alcun tipo di pretrattamento, mentre il rifiuto posizionato in *CAR3* ha subito un pretrattamento lungo. Allo scopo di accelerare la degradazione del rifiuto da parte dei batteri anaerobi, nei primi due reattori gli autori hanno aggiunto al rifiuto 90 litri di percolato sintetico, mescolati con micronutrienti inorganici preparati in laboratorio e con fanghi anaerobici. Successivamente, il percolato prodotto è stato fatto ricircolare ciclicamente. I reattori *CAR 1* e *CAR 2* sono stati utilizzati, pertanto, come reattori in cui il rifiuto è soggetto a biodegradazione spinta, mentre *CAR 3* è stato utilizzato come reattore di controllo, dove la biodegradazione è stata inibita per i primi 350 giorni,

mantenendo il pH costante a 4,8. Dopo questo periodo di tempo, sono stati iniettati 90 litri di percolato.

I test sono stati effettuati nell'arco di 919 giorni (2006-2008). I dati relativi agli altri parametri analizzati ed ai monitoraggi effettuati, sono riportati in Tab. V-7.

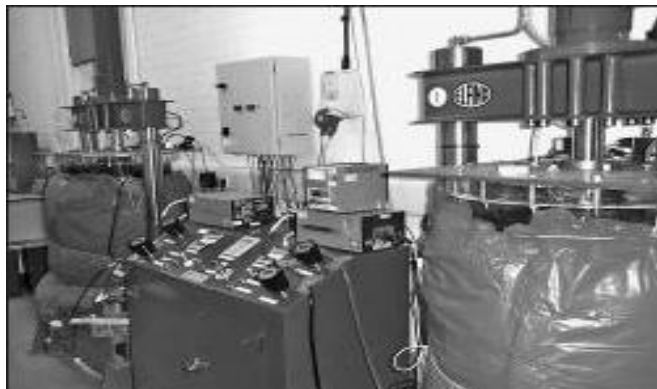


Fig. V-5. Reattori CAR.

Tab. V-7. Descrizione del caso studiato e dei dati di partenza.

Reattore	CAR 1	CAR 2	CAR 3
<i>Sforzo verticale</i>	150 kPa	50 kPa	50 kPa
<i>pH</i>	iniziale: 5,9 massimo: 7,5 intermedio: 6,6 finale: 7,1	iniziale: 5,6 massimo: 7,2 intermedio: 6,8 finale: 7,3	iniziale: 4,8 Intermedio: 4,8-5,3 finale: 6,8 dovuto alla stabilizzazione dei batteri metanigeni.
<i>Temperatura</i>	media di 30°C (28-32°C) per i primi 284 giorni del test.	media di 30°C (28-32°C) per i primi 284 giorni del test.	media di 30°C (28-32°C); diminuzione fino a 21°C allo scopo di inibire la metanogenesi.
<i>Monitoraggi</i>	1) sforzo totale applicato (pressione); 2) cedimento del rifiuto; 3) velocità di generazione del biogas; 4) temperatura all'interno del rifiuto; 5) pH e potenziale redox del percolato ricircolato; 6) misure della profondità e del volume del percolato.		
<i>Analisi chimiche</i>	1) composizione del biogas e concentrazione di metano; 2) VFA (<i>Volatil Fat Acids</i>); 3) analisi dei TOC e DOC (<i>Total Organic Carbon</i> e <i>Dissolved Organic Carbon</i>); 4) analisi degli anioni-cationi; 5) riduzione dei solfati; 6) concentrazione d'ammoniaca.		

Gli autori hanno caratterizzato dettagliatamente il rifiuto nelle sue componenti elementari, per poter studiare la variazione della composizione chimica del rifiuto, predire il potenziale biochimico di metano e analizzare i cedimenti secondari. Alla fine della loro analisi, hanno osservato:

- un aumento della produzione di biogas con la degradazione a fronte di una diminuzione del contenuto di cellulosa;

- una diminuzione di carbonio totale nei campioni, nello stesso periodo in cui la cellulosa si degrada;
- una diminuzione del rapporto $(Ce+He)/Li$ a fronte di un aumento della produzione di metano (il contenuto in cellulosa ed emicellulosa può dare una reale valutazione del carbonio biodegradabile);
- lo sviluppo dei cedimenti meccanici e biologici.

La compressione primaria osservata in ciascun reattore *CAR* è stata ipotizzata iniziare immediatamente all'applicazione del carico. Questa compressione primaria del rifiuto ha avuto origine dalla mancanza di un'adeguata compattazione durante la fase di preparazione del campione; tuttavia, non è stata inclusa nella determinazione dei cedimenti totali.

I dati relativi al ricircolo di percolato ed alla produzione di biogas sono riassunti in Tab. V-8 e Tab. V-9.

Tab. V-8. Dati relativi al ricircolo di percolato effettuato nei reattori *CAR 1* e *CAR 2*.

<i>Ricircolo del percolato</i>		
Mesi trascorsi dall'inizio del test	Campionamento del percolato	Velocità media di ricircolo (litri/giorno)
0 - 3	ogni giorno	36,18
4 - 6	ogni settimana	5,02
7 - 16	ogni 2 settimane	2,31
17 - 30	ogni 5 settimane	0,94

Tab. V-9. Dati relativi al biogas, per i tre reattori considerati.

<i>Campionamento del biogas</i>			
Mesi trascorsi dall'inizio del test	Campionamento del biogas		
0-1	ogni 2 giorni		
2-6	ogni 2 settimane		
7-16	ogni 4 settimane		
17-30	ogni 2 settimane		
<i>Dati sul biogas</i>	<i>CAR 1</i>	<i>CAR 2</i>	<i>CAR 3</i>
Giorno d'inizio della produzione di biogas	0	0	280
Produzione totale di biogas (litri/kg DM)	313,8	255,4	71,2
Velocità di produzione massima giornaliera (litri/kg DM·giorno)	9,7	8,6	–
Giorno di produzione massima	53	119	–
Concentrazione di metano (%)	64,5	59,8	63,7

Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto

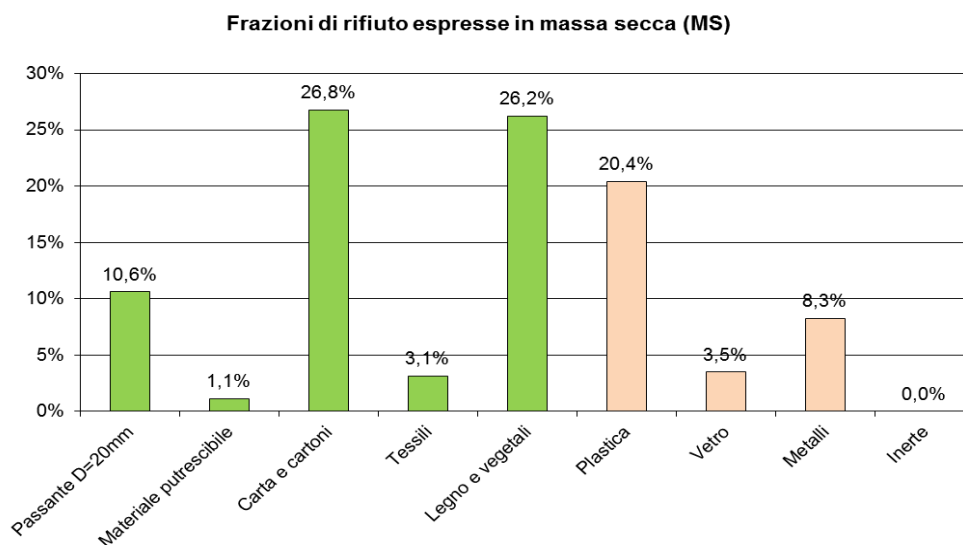


Fig. V-6. Frazioni f_i costituenti il rifiuto.

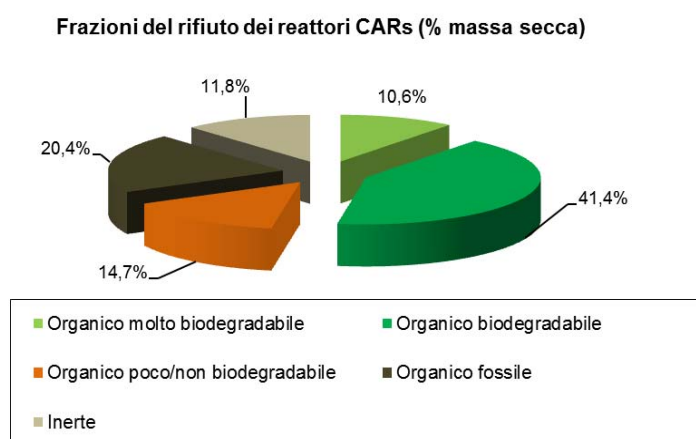


Fig. V-7. Suddivisione della sostanza organica costituente il rifiuto.

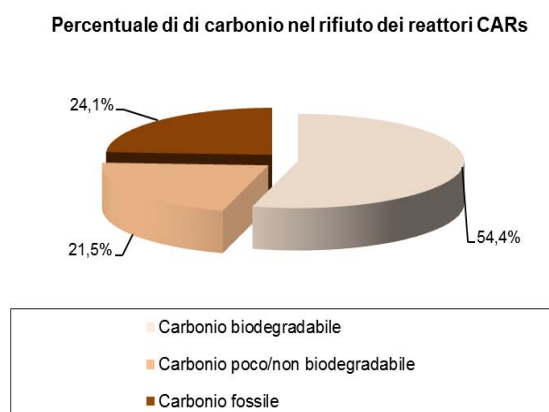


Fig. V-8. Percentuale di carbonio contenuta nel rifiuto considerato.

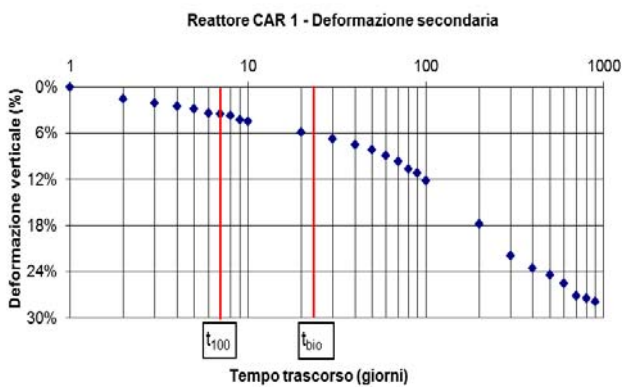
Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s0}

Le due densità sono state determinate tramite il procedimento descritto in dettaglio nel paragrafo 2.2 del Capitolo IV. I risultati sono riportati in Tab. V-10.

Tab. V-10. Densità secca iniziale ρ_{d0} e densità solida organica ρ_{s0} .

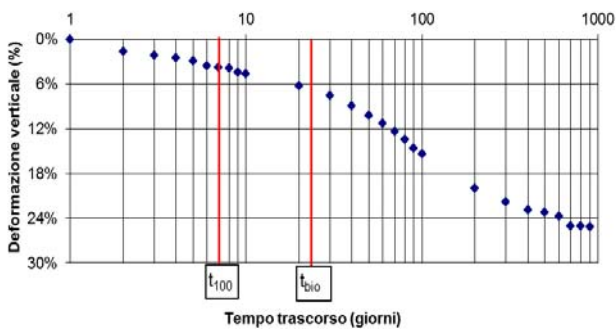
Componente	Frazione secca f_i	Densità secca $\rho_{d,i}$	Densità solida $\rho_{s,i}$	Frazione secca/ densità secca	Frazione secca/ densità solida	Frazione secca/ densità solida organica
Passante al D=20mm	10,60%	1,00	1,25	0,106	0,085	0,085
Materiale putrescibile	1,11%	1,00	1,25	0,011	0,009	0,009
Carta e cartoni	26,77%	0,40	2,00	0,669	0,134	0,134
Tessili	3,15%	0,30	0,43	0,105	0,073	0,073
Legno	13,10%	1,00	1,25	0,131	0,105	0,105
Vegetali	13,10%	1,00	1,25	0,131	0,105	0,105
Plastica	20,41%	1,00	1,00	0,204	0,204	—
Vetro	3,49%	2,90	2,90	0,012	0,012	—
Metalli	8,27%	6,00	6,00	0,014	0,014	—
Inerti	0,00%	4,00	4,00	0,000	0,000	—
SOMMA	100,00%	—	—	1,383	0,740	0,510
				$\rho_{d0}=0,723$	$\rho_{s0}=1,351$	$\rho_{s0}=0,931$

Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e $C_{\alpha \& M}$

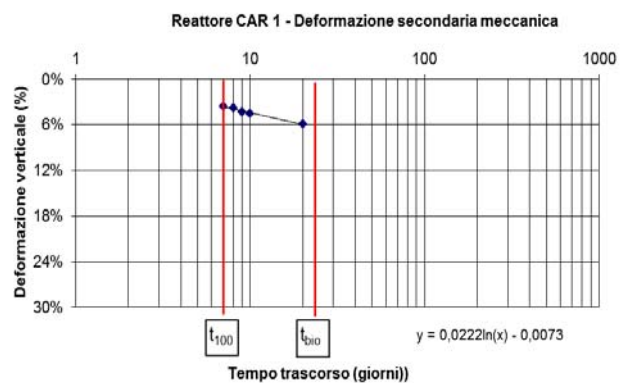


a) Reattore CAR 1

Reattore CAR 2 - Deformazione secondaria

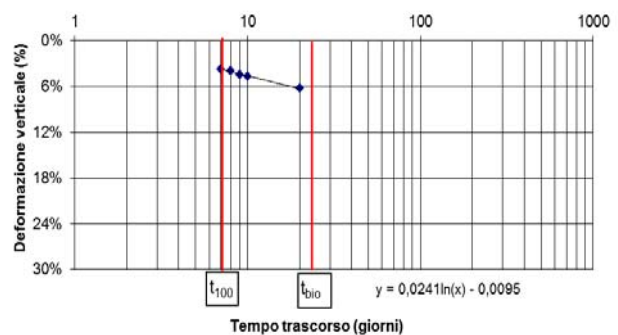


b) Reattore CAR 2



$C_{\alpha \& M} = 0,051$

Reattore CAR 2 - Deformazione secondaria meccanica



$C_{\alpha \& M} = 0,055$

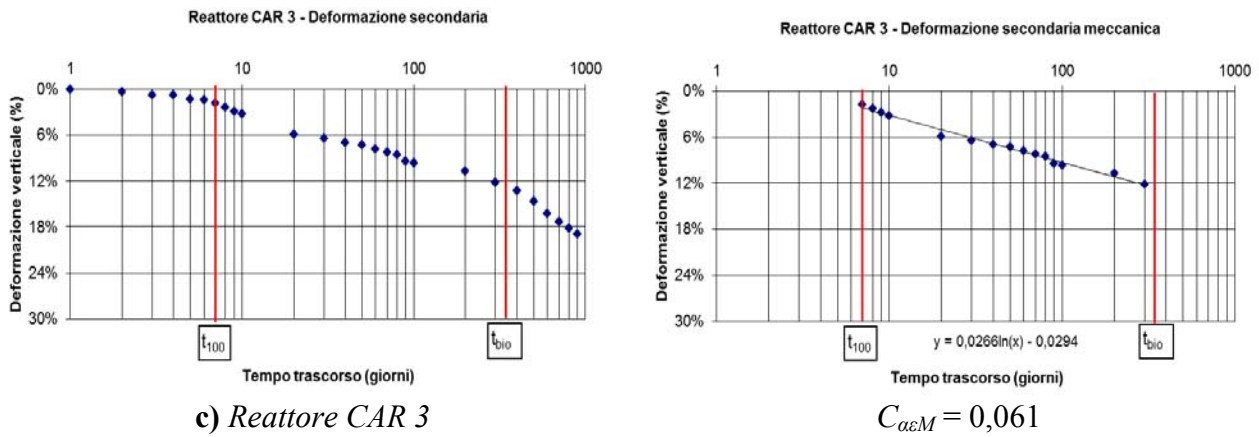
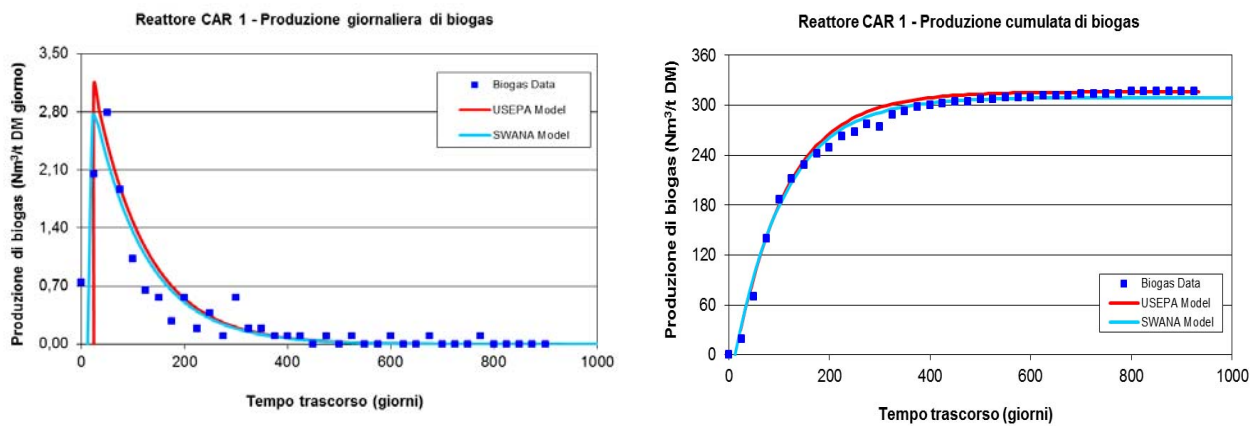


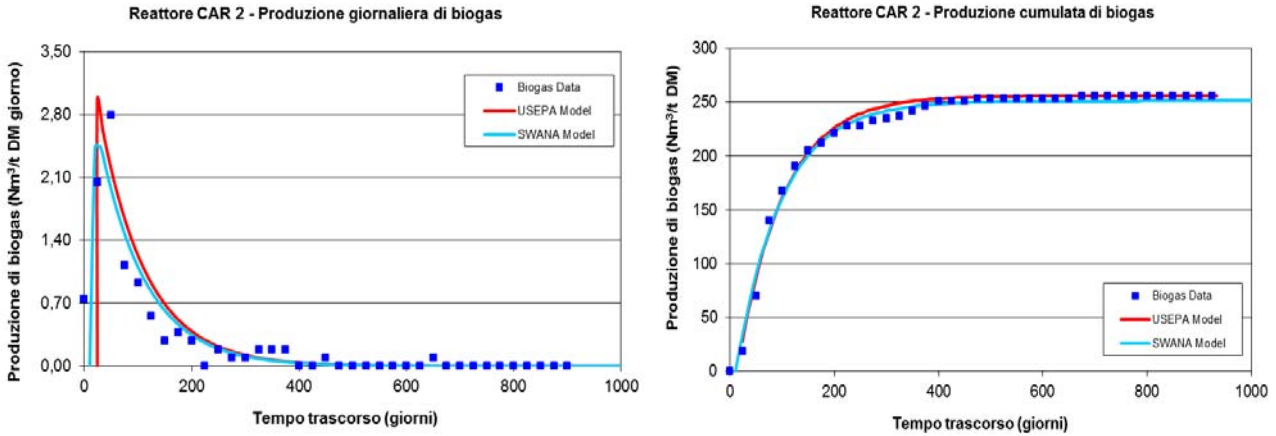
Fig. V-9. Coefficiente di compressione secondaria meccanica per i rifiuti dei reattori a) *CAR 1*; b) *CAR 2* e c) *CAR 3*.

Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas



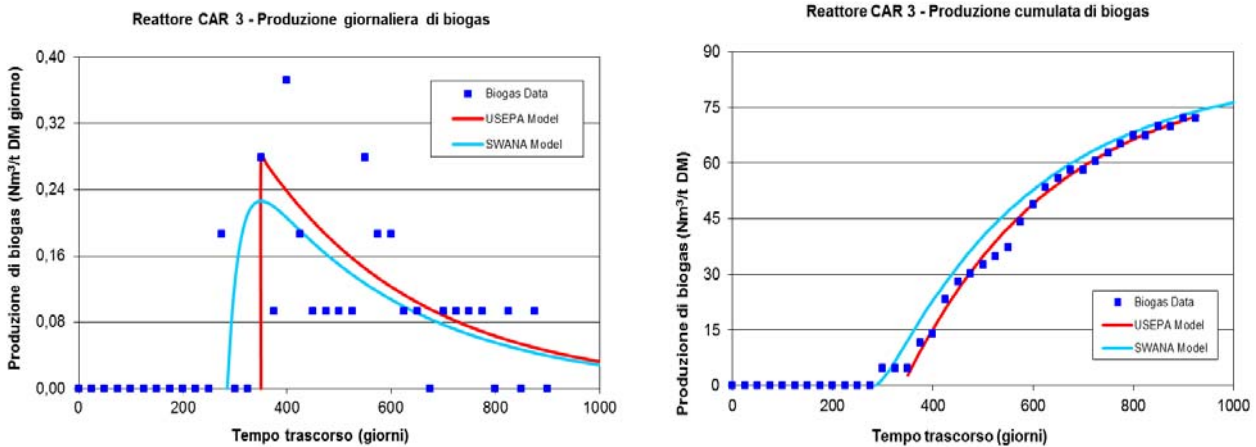
Tab. V-11. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	316,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	316,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	173,8	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	9,5	Nm ³ biogas/t DM
k	3,614	anni ⁻¹	$k' = k$	3,614	anni ⁻¹
t_{bio}	24 (0,066)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	24	giorni
$t_{1/2}$	94	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	12	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	70	giorni	s	102,9	anni ⁻¹



Tab. V-12. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	256,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	256,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	140,8	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	7,7	Nm ³ biogas/t DM
k	4,217	anni ⁻¹	$k' = k$	4,217	anni ⁻¹
t_{bio}	24 (0,066)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	24	giorni
$t_{1/2}$	84	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	10	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	60	giorni	s	77,2	anni ⁻¹



Tab. V-13. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	85,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	85,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	46,8	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	2,6	Nm ³ biogas/t DM
k	1,205	anni ⁻¹	$k' = k$	1,205	anni ⁻¹
t_{bio}	350 (0,959)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	350	giorni
$t_{1/2}$	560	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	285	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	210	giorni	s	14,4	anni ⁻¹

Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sulla produzione di biogas:

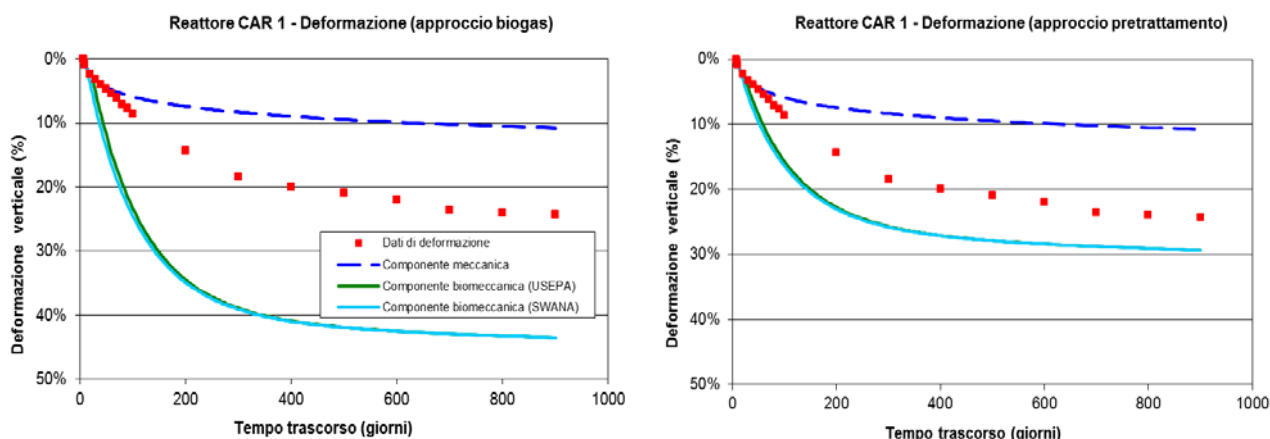
$$c_{biogas(CAR1)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{316}{750} = 42,13\% \quad c_{biogas(CAR2)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{256}{750} = 34,13\%$$

$$c_{biogas(CAR3)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{85}{750} = 11,33\%$$

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sul pretrattamento: considerando le frazioni organiche $f_{i,bio}$ che costituiscono il rifiuto, è possibile moltiplicarle per i corrispondenti valori di $c_{i,correct}$ e trovare, tramite somma finale, il valore di $c_{pretreatment}$.

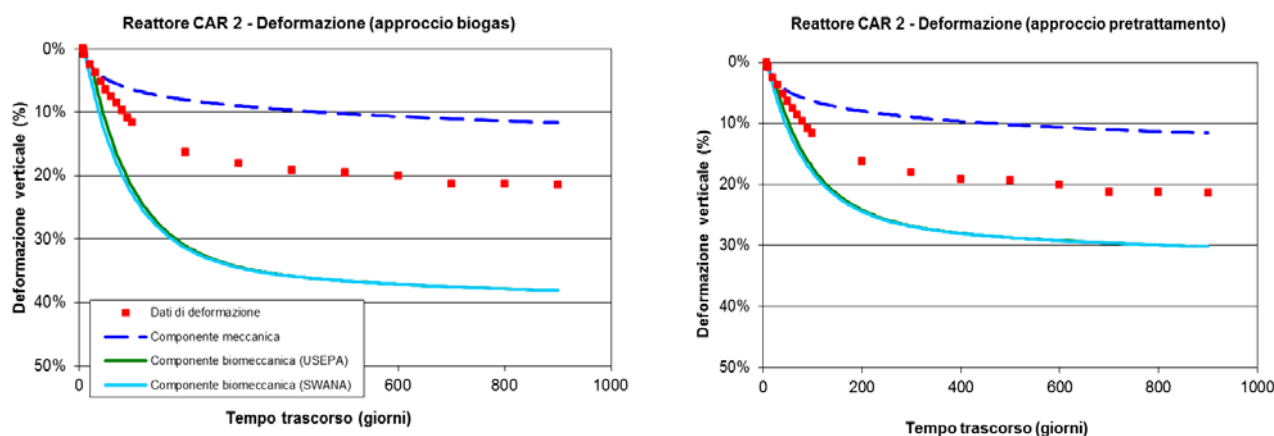
Nome del reattore		CAR 1	CAR 2	CAR 3
Inizio biodegradazione (t_{bio})		24 giorni	24 giorni	350 giorni
Tipo di pretrattamento		Nessuno	Nessuno	Lungo
Frazione del rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$		
Passante al D=20mm	10,60%	3,71%	3,71%	0,37%
M. Putrescibili	1,11%	0,56%	0,56%	0,06%
Carta e cartoni	26,77%	10,71%	10,71%	1,07%
Legno e vegetali	26,20%	7,86%	7,86%	0,79%
Tessili	3,15%	1,10%	1,10%	0,11%
TOTALE ($c_{pretreatment}$)		c=23,94%	c=23,94%	c=2,40%

Determinazione dei parametri di deformazione secondaria e modellazione finale



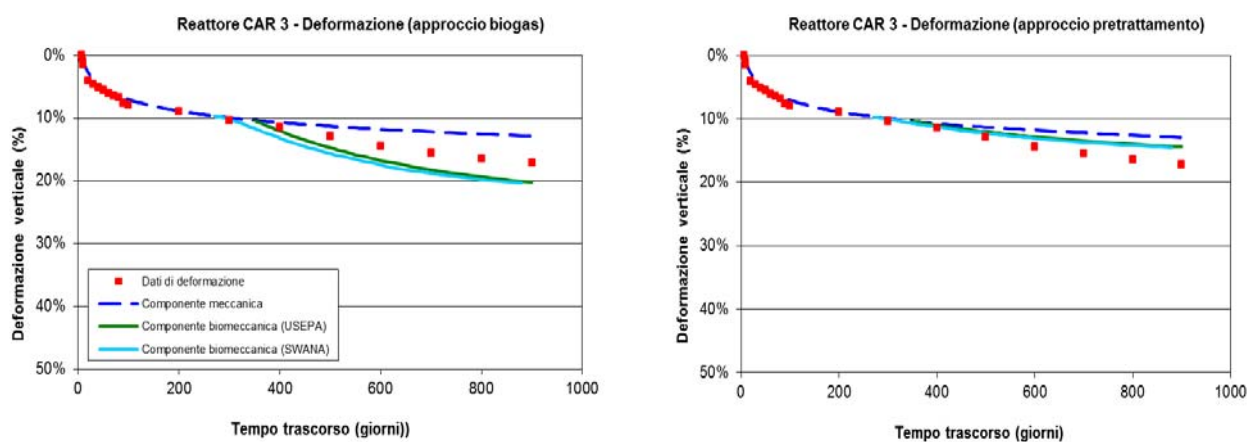
Tab. V-14. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aeM}	0,051	-	BP_{eff}	316,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	189,6	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,723	t/m ³	k	3,614	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,931	t/m ³	t_{bio}	0,065 (24)	anni (giorni)
c_{biogas}	42,13	%	t'_{bio}	0,033 (12)	anni (giorni)
$c_{pretreatment}$	23,94	%	s	102,9	anni ⁻¹



Tab. V-15. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aeM}	0,055	-	BP_{eff}	256,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	140,8	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,723	t/m ³	k	4,217	anni ⁻¹
ρ_{s0}	0,931	t/m ³	t_{bio}	0,065 (24)	anni (giorni)
C_{biogas}	34,13	%	t'_{bio}	0,027 (10)	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	23,94	%	s	77,2	anni ⁻¹



Tab. V-16. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aeM}	0,061	-	BP_{eff}	85,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	46,8	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,723	t/m ³	k	1,205	anni ⁻¹
ρ_{s0}	0,931	t/m ³	t_{bio}	0,959 (350)	anni (giorni)
C_{biogas}	11,33	%	t'_{bio}	0,781 (285)	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	2,40	%	s	14,4	anni ⁻¹

Discussione dei risultati ottenuti

Considerando l'inibizione biologica del reattore *CAR 3*, il suo cedimento risulta lineare nel grafico che rappresenta le deformazioni relative e il logaritmo del tempo; pertanto, può essere considerato puramente meccanico. Powrie et al. (2009) hanno calcolato i valori di $C_{\alpha M}$ (rispettivamente di 0,051; 0,055 e 0,061) che sono stati poi usati come dati di input in questo lavoro. Il puro cedimento meccanico osservato nel reattore di controllo inibito *CAR 3* è stato sottratto ai cedimenti secondari globali dei reattori *CAR 1* e *CAR 2*, per poter valutare, di conseguenza, la sola componente biologica del cedimento.

I parametri caratterizzanti la curva di produzione giornaliera e cumulata di biogas del modello SWANA sono stati ottenuti a partire dai parametri usati nel modello USEPA. E' possibile notare che, quando il t'_{bio} è prossimo al t'_{peak} , ovvero quando il tempo in cui viene registrato il 3% della produzione cumulata totale di biogas è molto vicino al punto di flesso di tale curva, il modello SWANA tende ad avere le caratteristiche di impulsività iniziali del modello USEPA, quasi sovrapponendosi. In effetti, ciò produce una differenza minima sulle deformazioni secondarie biologiche, ottenute utilizzando le equazioni presenti nel paragrafo 1.4 del Capitolo IV. Nei tre reattori *CAR* si distingue con difficoltà la differenza tra i due modelli di produzione di biogas: l'inizio della degradazione del rifiuto, infatti, è quasi coincidente con la produzione massima giornaliera di biogas, ovvero con l'istante di picco.

Per quanto riguarda la biodegradazione, i reattori *CAR 1* e *CAR 2* presentano un inizio di degradazione molto rapido ($t_{bio} = 24$ giorni), mentre in *CAR 3* lo sviluppo dell'attività batterica è stato inibito fino a 350 giorni. La modellazione delle deformazioni, utilizzando l'approccio basato sulla produzione di biogas, è largamente sovrastimata per la prima cella (circa 43%) perché l'inizio della biodegradazione e della produzione di biogas è molto rapido. Pertanto, la correlazione tra rilevante produzione di biogas e maggiori deformazioni indotte non è vera per questo caso considerato. Solamente in *CAR 3* il modello bio-meccanico proposto interpola bene i dati di deformazione osservati, perché la degradazione comincia molto lentamente, in quanto inibita all'inizio. Nella rappresentazione dei dati reali di deformazione secondaria, l'approccio basato sul pretrattamento iniziale del rifiuto è migliore rispetto al secondo considerato, per tutti i tre reattori *CAR*.

3. REATTORI dell'LGCIE INSA-Lyon A

Al laboratorio LGCIE dell'INSA di Lyon (Francia), dal 2007 al 2009 sono stati condotti dei test finalizzati allo studio del comportamento bio-idro-meccanico dei rifiuti solidi urbani, in presenza di sforzo verticale applicato trascurabile. I reattori considerati sono stati sei, divisi in due gruppi: i reattori caratterizzati dalla sigla *A* (*A1*, *A2*, *A3*) contengono un RSU grossolanamente triturato, con dimensione massima delle particelle di rifiuto di 150 mm, mentre quelli caratterizzati dalla sigla *B* (*B1*, *B2*, *B3*) contengono un RSU finemente triturato, con dimensione massima delle particelle di rifiuto di 70 mm.

Il RSU fresco proviene da un sito di stoccaggio francese. I tre reattori *A*, della dimensione di 1,2 m³ e riempiti con rifiuto triturato grossolanamente, simulano tre differenti condizioni ambientali: la saturazione iniziale del rifiuto ed il ricircolo del percolato a due differenti velocità. Il rifiuto presente nei primi due reattori non è stato sottoposto ad alcun tipo di pretrattamento, mentre il terzo ha subito un corto pretrattamento. I test sono proseguiti per circa 500 giorni (1,4 anni).

I valori dei principali parametri caratterizzanti il rifiuto presente nei tre reattori *A* e le caratteristiche della prova, sono riportate in Tab. V-17.

Tab. V-17. Valori dei principali parametri caratterizzanti il rifiuto presente nei tre reattori *A*.

Reattore	<i>A1</i>	<i>A2</i>	<i>A3</i>
<i>Porosità iniziale</i>	75%	75%	75%
<i>Massa del rifiuto</i>	0,302 – 0,305 t DM	0,302 – 0,305 t DM	0,302 – 0,305 t DM
<i>Densità secca iniziale</i>	0,367 t/m ³	0,372 t/m ³	0,397 t/m ³
<i>Densità iniziale dei solidi organici</i>	0,940 t/m ³	0,940 t/m ³	0,940 t/m ³
<i>Temperatura</i>	35°C ± 2°C (temperatura controllata)	35°C ± 2°C (temperatura controllata)	35°C ± 2°C (temperatura controllata)
<i>Contenuto d'acqua</i>	a metà del test (medio): 31,4% dopo la metà del test (medio): 33,2%	a metà del test (medio): 26,8 % dopo la metà del test (medio): 28,0%	a metà del test (medio): 31,8 % dopo la metà del test (medio): 31,5%
<i>Condizioni di ricircolo</i>	saturazione iniziale; in seguito iniezione di 22,0 litri/t DM×settimana, a partire dal giorno 330	iniezione di 22,7 litri/t DM×settimana	iniezione di 4,3 litri/t DM×settimana

Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto

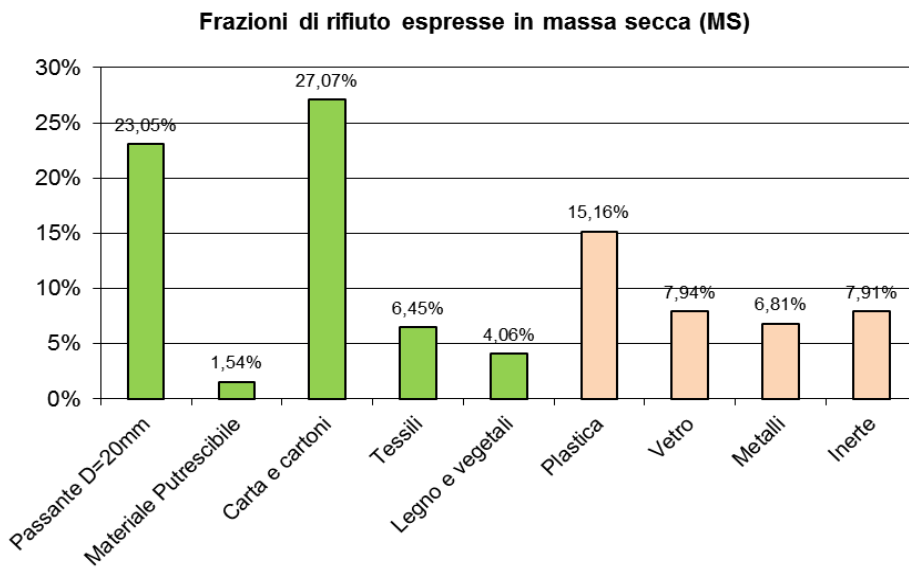


Fig. V-10. Frazioni f_i costituenti il rifiuto.

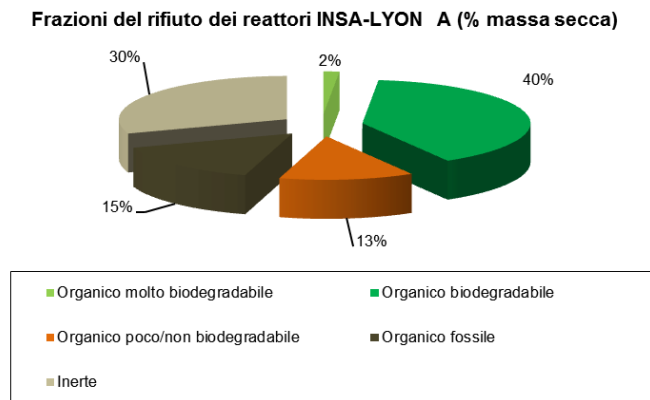


Fig. V-11. Suddivisione della sostanza organica costituente il rifiuto.

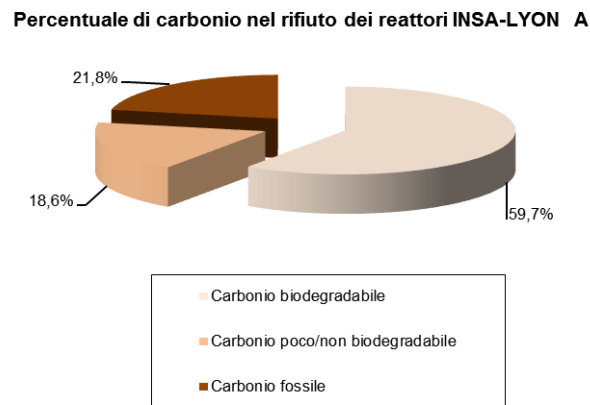


Fig. V-12. Percentuale di carbonio contenuta nel rifiuto considerato.

Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s00}

I valori delle due densità sono stati determinati tramite prove di laboratorio, e sono pari a $\rho_{d0} = 0,367 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,940 \text{ t/m}^3$ per *A1*, a $\rho_{d0} = 0,372 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,940 \text{ t/m}^3$ per *A2* e a $\rho_{d0} = 0,397 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,940 \text{ t/m}^3$ per *A3*.

Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e $C_{\alpha\epsilon M}$

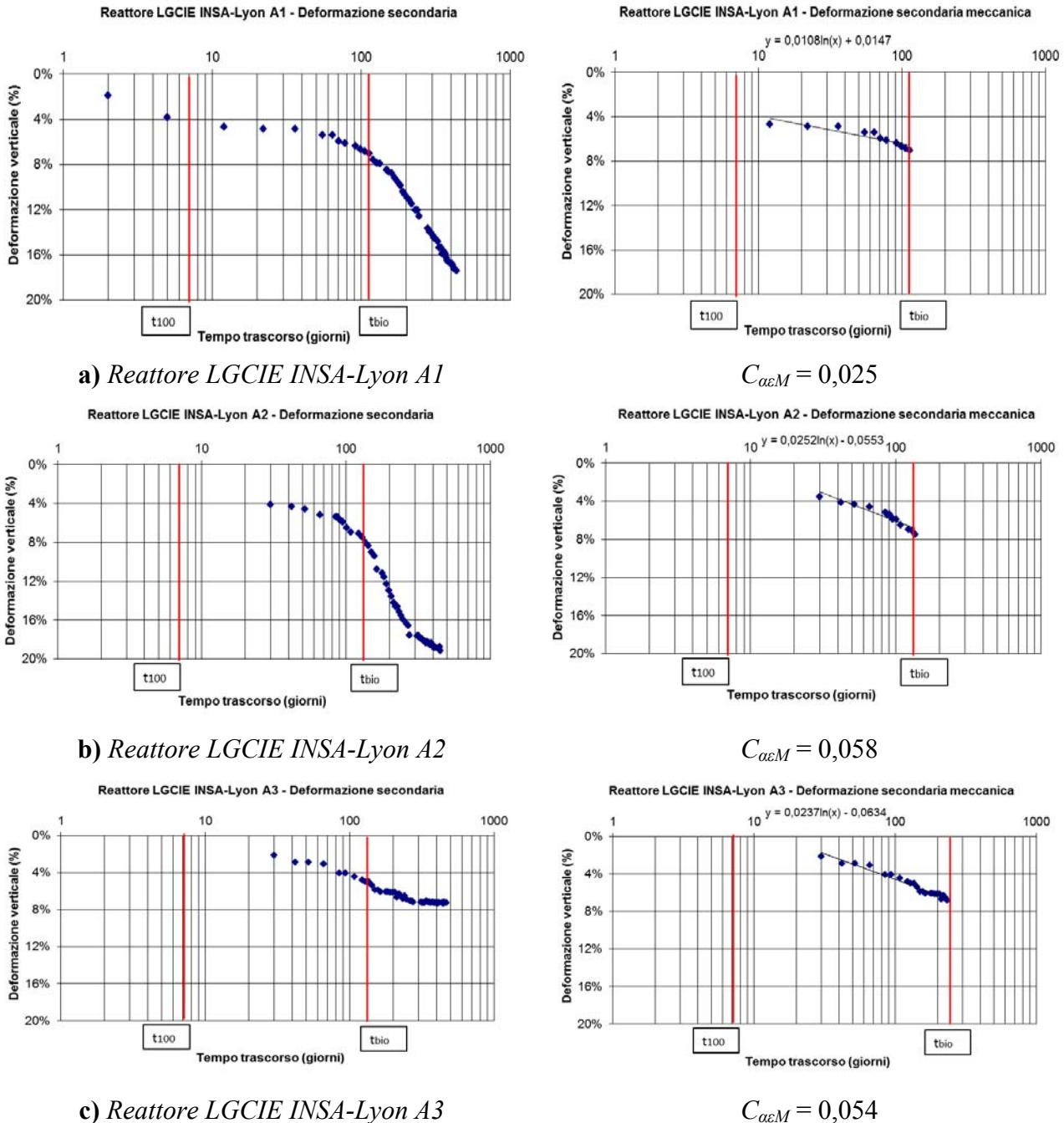
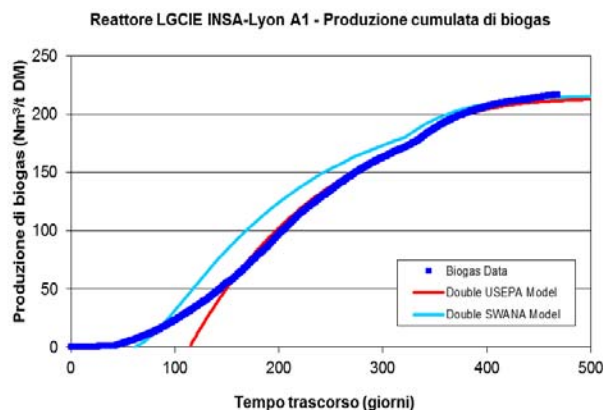
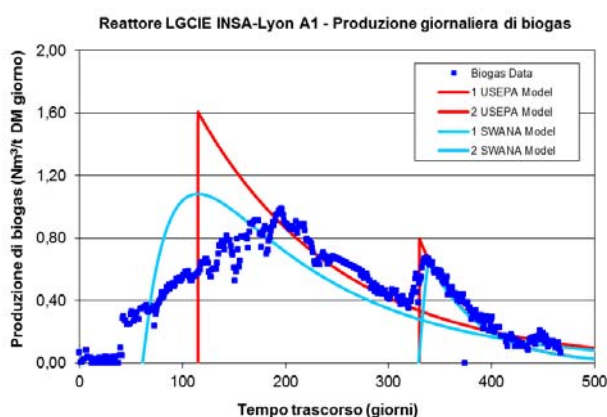


Fig. V-13. Coefficiente di compressione secondaria meccanica per i rifiuti dei reattori dell'*LGCIE INSA-Lyon a) A1; b) A2 e c) A3*.

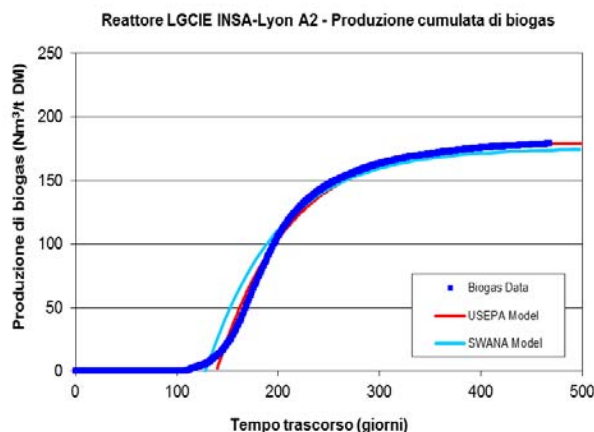
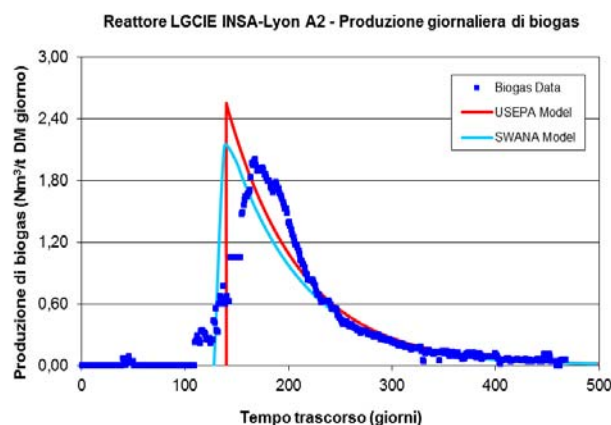
Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas



Tab. V-18. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

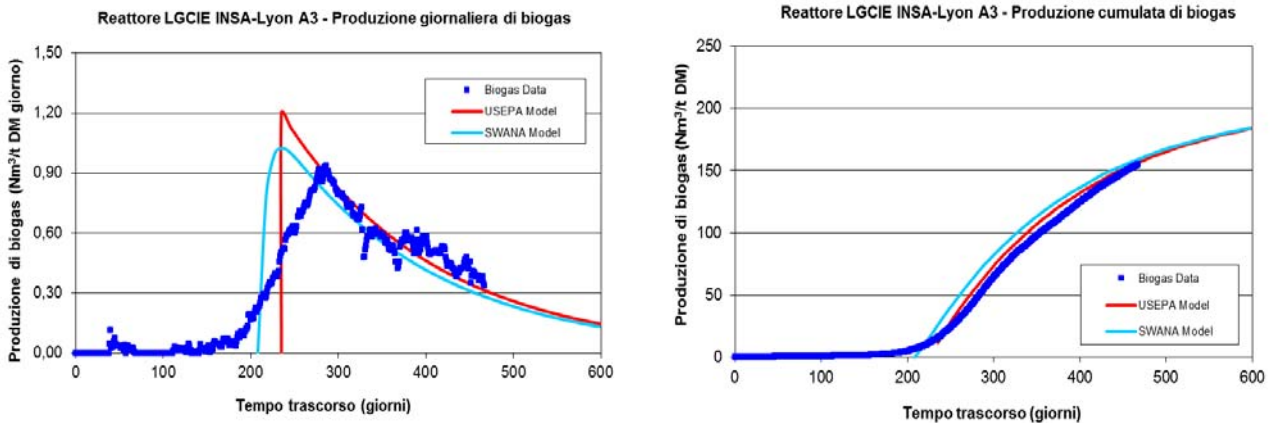
Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	220,0 [40,0]	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	220,0 [40,0]	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	121,0 [22,0]	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	6,6 [1,2]	Nm ³ biogas/t DM
k	2,663 [7,230]	anni ⁻¹	$k' = k$	2,663 [7,230]	anni ⁻¹
t_{bio}	115 (0,315) [330 (0,904)]	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	115 [330]	giorni
$t_{1/2}$	210 [365]	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	61 [329]	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	95 [35]	giorni	s	11,1 [2065,2]	anni ⁻¹

Cinetica secondaria, entro parentesi [], dovuta a successiva reiniezione di percolato.



Tab. V-19. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	180,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	180,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	99,0	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	5,4	Nm ³ biogas/t DM
k	5,163	anni ⁻¹	$k' = k$	5,163	anni ⁻¹
t_{bio}	140 (0,384)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	140	giorni
$t_{1/2}$	189	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	128	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	49	giorni	s	87,9	anni ⁻¹



Tab. V-20. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	180,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	180,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	99,0	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	5,4	Nm ³ biogas/t DM
k	2,108	anni ⁻¹	$k^2 = k$	2,108	anni ⁻¹
t_{bio}	235 (0,644)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	235	giorni
$t_{1/2}$	355	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	208	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	120	giorni	s	40,7	anni ⁻¹

Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sulla produzione di biogas:

$$c_{biogas(A1)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{220}{750} = 29,33\% \qquad c_{biogas(A1)bis} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{40}{750} = 5,33\%$$

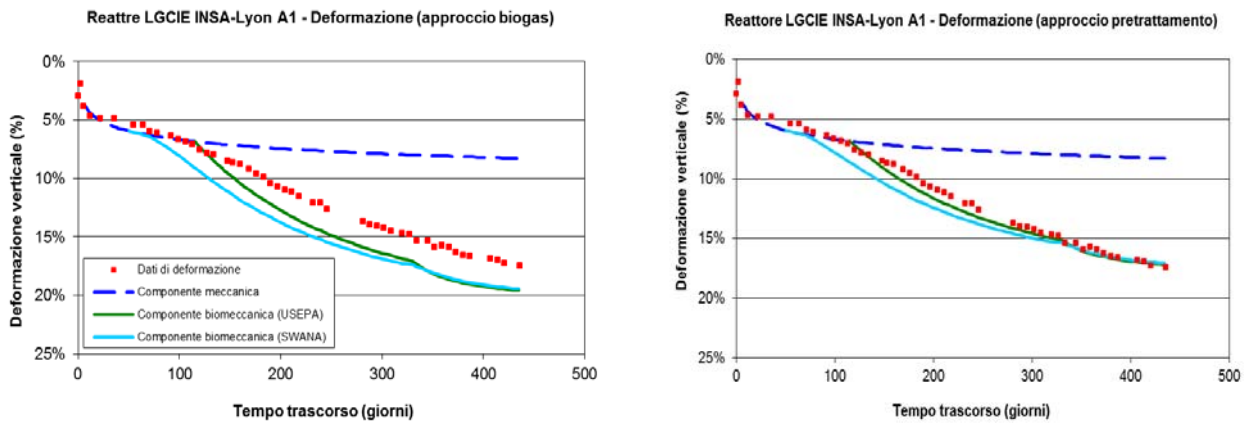
$$c_{biogas(A2)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{180}{750} = 24,00\% \qquad c_{biogas(A3)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{180}{750} = 24,00\%$$

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sul pretrattamento: considerando le frazioni organiche $f_{i,bio}$ che costituiscono il rifiuto, è possibile moltiplicarle per i corrispondenti valori di $c_{i,correct}$ e trovare, tramite somma finale, il valore di $c_{pretreatment}$.

Nome del reattore		A1	A2	A3
Inizio biodegradazione (t_{bio})		115 giorni (330 giorni)*	140 giorni	235 giorni
Tipo di pretrattamento		Nessuno	Nessuno	Corto
Frazione del rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$		
Passante al D=20mm	23,05%	8,07%	8,07%	2,02%
M. Putrescibili	1,54%	0,77%	0,77%	0,39%
Carta e cartoni	27,07%	10,83%	10,83%	2,71%
Legno e vegetali	4,06%	1,22%	1,22%	0,31%
Tessili	6,45%	2,26%	2,26%	0,56%
TOTALE ($c_{pretreatment}$)		c=23,15%	c=23,15%	c=5,99%

* Cinetica secondaria dovuta a successiva reiniezione di percolato.

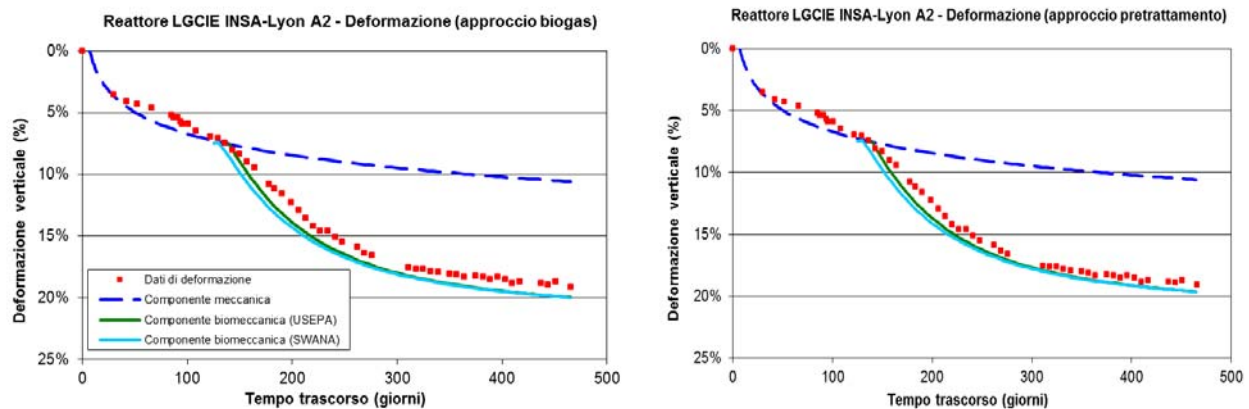
Determinazione dei parametri di deformazione secondaria e modellazione finale



Tab. V-21. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

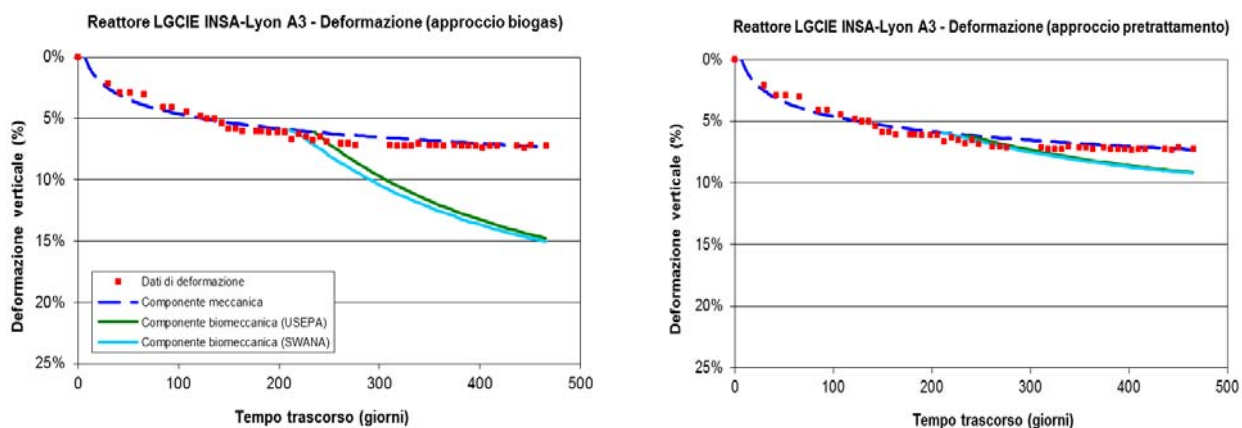
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aeM}	0,025	-	BP_{eff}	220,0 [40,0]	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	121,0 [22,0]	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,720	t/m ³	k	2,663 [7,230]	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,980	t/m ³	t_{bio}	0,315 (115) [0,904 (330)]	anni (giorni)
C_{biogas}	29,33 [5,33]	%	t'_{bio}	0,167 (61) [0,901 (329)]	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	23,15 [4,21]	%	s	11,1 [2065,2]	anni ⁻¹

Cinetica secondaria, entro parentesi [], dovuta a successiva reiniezione di percolato.



Tab. V-22. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aeM}	0,058	-	BP_{eff}	180,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	99,0	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,720	t/m ³	k	5,163	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,980	t/m ³	t_{bio}	0,384 (140)	anni (giorni)
C_{biogas}	24,00	%	t'_{bio}	0,351 (128)	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	23,15	%	s	87,9	anni ⁻¹


Tab. V-23. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
$C_{\alpha\epsilon M}$	0,054	-	BP_{eff}	180,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	99,0	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,720	t/m ³	k	2,108	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,980	t/m ³	t_{bio}	0,644 [235]	anni (giorni)
C_{biogas}	24,00	%	t'_{bio}	0,570 [208]	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	5,99	%	s	40,7	anni ⁻¹

Discussione dei risultati ottenuti

Nei laboratori dell'LGCIE INSA dell'Università di Lyon (Francia), sono state condotte delle prove su sei celle riempite di rifiuti e chiamate celle *A* (*A1*, *A2* e *A3*, contenenti un rifiuto grossolanamente tritato) e celle *B* (*B1*, *B2* e *B3*, contenenti un rifiuto finemente tritato), sotto differenti condizioni di ricircolo di liquido. Tutti i principali parametri connessi alla biodegradazione sono stati studiati, quali: pH, temperatura, contenuto d'acqua, produzione di biogas, cedimenti.

Da un punto di vista meccanico, è possibile osservare che i valori di $C_{\alpha\epsilon M}$ sono più marcati nei reattori *A* (0,025; 0,058; 0,054 per *A1*, *A2*, *A3*, rispetto a 0,026; 0,015; 0,020 per *B1*, *B2*, *B3*) dato che i rifiuti in essi contenuti presentano valori di deformazione finale superiori rispetto ai rifiuti contenuti nei reattori *B* (deformazione compresa nell'intervallo di circa 7–19% per i reattori *A*, rispetto l'intervallo di circa 6–15% per i reattori *B*). Questo è dovuto al fatto che i primi tre reattori contengono un rifiuto con granulometria più grossolana e cedono meccanicamente in maniera più sensibile rispetto agli altri tre reattori, in cui il rifiuto è stato tritato finemente, risultando più denso.

Dopo un cedimento secondario meccanico molto rapido, che produce sia nel reattore *A1* che nel reattore *A2* una deformazione di circa 5% in quasi 50 giorni, è possibile osservare, tra il giorno 50 e i giorni 115–140 (tempi d'inizio della degradazione nei primi due reattori), un tratto in cui i cedimenti meccanici sono marcati. Pertanto, la modellazione delle deformazioni secondarie meccaniche interpola discretamente i dati osservati. Due diverse cinetiche di degradazione si susseguono nel reattore *A1*, di cui la seconda è molto rapida: essa interviene dopo la saturazione iniziale, in seguito ad un'iniezione di 22 litri/t DM×settimana, a partire

dal giorno 330. Il modello USEPA permette di ottenere una curva di produzione di biogas cumulata che interpola bene i dati osservati ($t_{bio} = 115$ giorni), mentre il modello SWANA, i cui parametri sono stati ottenuti a partire da quelli del modello USEPA, definisce un inizio della produzione di biogas ($t'_{bio} = 61$ giorni) che anticipa troppo le condizioni reali, producendo una sovrastima della produzione anche nella cinetica secondaria.

Il reattore *A2* ha un coefficiente C_{aeM} molto simile a quello di *A3* (0,058 rispetto a 0,054) e i dati di cedimento osservati sono ben rappresentati dalle curve di deformazione definite dal modello proposto. Quando il valore del tempo d'inizio della produzione di biogas definito dal modello SWANA (t'_{bio}) è vicino a quello del parametro t_{bio} del modello USEPA, la curva giornaliera di produzione di biogas del primo modello ha le caratteristiche d'impulsività tipiche del secondo. Pertanto, le due curve di produzione di biogas sembrano quasi sovrapporsi (è il caso di *A2* e di *A3*), così come le due curve di deformazione.

Il rifiuto contenuto nel reattore *A3* presenta qualche problema perché la sua deformazione meccanica è quasi del 100%; pertanto, non sembra aver subito una degradazione biologica, oppure è difficile definirne bene l'inizio. Secondo l'approccio basato sulla produzione di biogas, guardando la produzione di biogas, la deformazione attesa è di circa il 15%, che in realtà non si ottiene. E' possibile supporre che nella cella *A3* si siano verificate delle fughe di biogas, fatto che spiega la bassa produzione e la mancanza di una vera componente biologica nel cedimento relativo, oppure non è stato possibile ricircolare uniformemente i liquidi. L'approccio basato sul pretrattamento iniziale del rifiuto, presenta dei dati di deformazione più verosimili e si rivela migliore rispetto al precedente approccio, anche se *A3* rimane il reattore in cui si ottiene l'errore maggiore tra il modello bio-meccanico proposto ed i dati osservati (24,7%).

Per quanto concerne i due approcci utilizzati, il metodo basato sul tipo di pretrattamento subito dal rifiuto si dimostra più vicino ai dati osservati, rispetto all'approccio basato sulla produzione di biogas. In tutti e tre i reattori, l'utilizzo combinato del modello di produzione di biogas dell'USEPA con l'approccio basato sul pretrattamento iniziale dei rifiuti produce risultati molto soddisfacenti.

4. REATTORI dell'LGCIE INSA-Lyon B

Il RSU fresco proviene da un sito di stoccaggio francese. I tre reattori *B* (Fig. V-14), della dimensione di 1,2 m³ e riempiti con rifiuto triturato finemente ($D < 70$ mm), simulano tre differenti condizioni ambientali: la saturazione iniziale del rifiuto ed il ricircolo del percolato a due differenti velocità. Il rifiuto presente nei primi due reattori non è stato sottoposto ad alcun tipo di pretrattamento, mentre il terzo ha subito un lungo pretrattamento. I test sono proseguiti per circa 500 giorni (1,4 anni).

I valori dei principali parametri caratterizzanti il rifiuto presente nei tre reattori *B* e le caratteristiche della prova, sono riportate in Tab. V-24.



Fig. V-14. Reattori *B* presenti al LGCIE-INSA dell'Università di Lione.

Tab V-24. Valori dei principali parametri caratterizzanti il rifiuto presente nei tre reattori *B*.

Reattore	<i>B1</i>	<i>B2</i>	<i>B3</i>
<i>Porosità iniziale</i>	75%	75%	75%
<i>Massa del rifiuto</i>	0,360 – 0,364 t DM	0,360 – 0,364 t DM	0,360 – 0,364 t DM
<i>Densità secca iniziale</i>	0,397 t/m ³	0,430 t/m ³	0,435 t/m ³
<i>Densità iniziale dei solidi organici</i>	0,980 t/m ³	0,980 t/m ³	0,980 t/m ³
<i>Temperatura</i>	35°C ± 2°C (temperatura controllata)	35°C ± 2°C (temperatura controllata)	35°C ± 2°C (temperatura controllata)
<i>Contenuto d'acqua</i>	a metà del test (medio): 35,9% dopo la metà del test (medio): 43,4%	a metà del test (medio): 40,4% dopo la metà del test (medio): 44,5%	a metà del test (medio): 34,6% dopo la metà del test (medio): 36,5%
<i>Condizioni di ricircolo</i>	saturazione iniziale; in seguito iniezione di 22,0 litri/t DM×settimana a partire dal giorno 215	iniezione di 22,7 litri/t DM×settimana	saturazione iniziale; in seguito iniezione di 5,5 litri/t DM×settimana a partire dal giorno 358

Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto

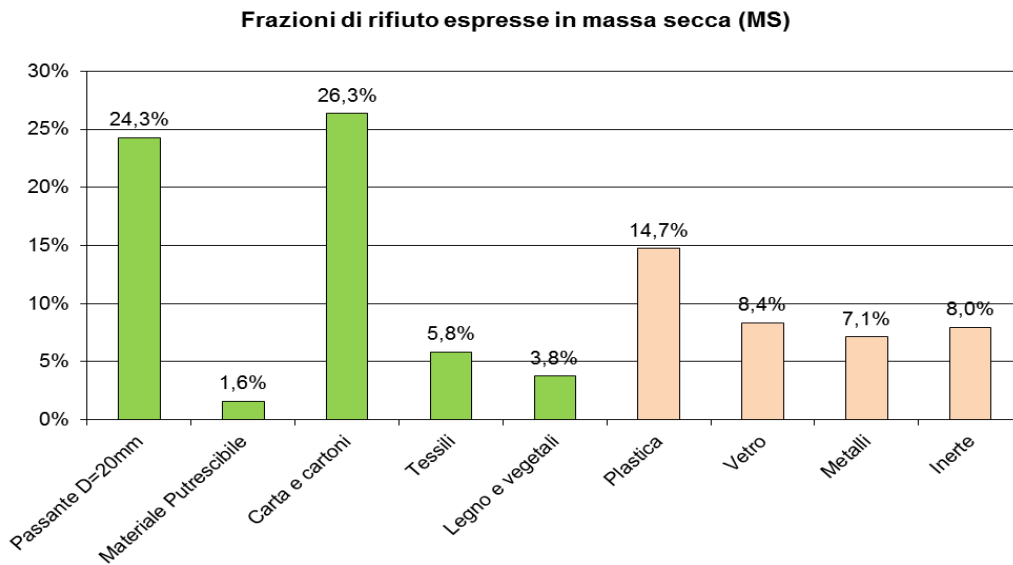


Fig. V-15. Frazioni f_i costituenti il rifiuto.

Frazioni del rifiuto dei reattori dell'LGCIE INSA-Lyon B (% massa secca)

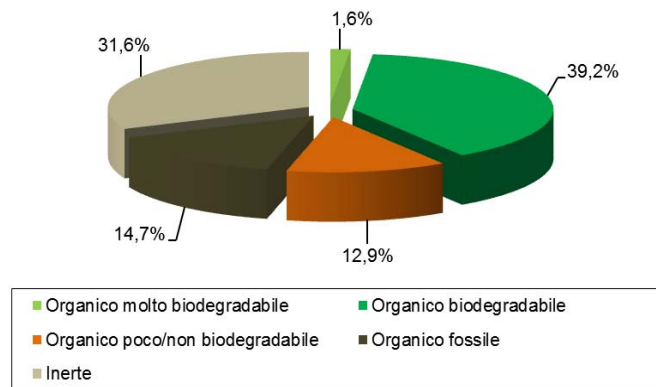


Fig. V-16. Suddivisione della sostanza organica costituente il rifiuto.

Percentuale di carbonio nel rifiuto dei reattori dell'LGCIE INSA-Lyon B

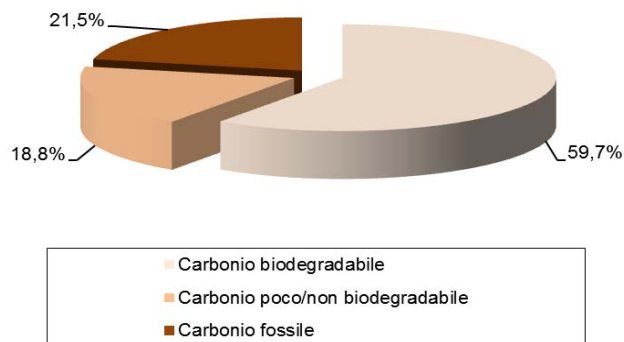


Fig. V-17. Percentuale di carbonio contenuta nel rifiuto considerato.

Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s00}

I valori delle due densità sono stati determinati tramite prove di laboratorio, e sono pari a $\rho_{d0} = 0,397 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,980 \text{ t/m}^3$ per B1, a $\rho_{d0} = 0,430 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,980 \text{ t/m}^3$ per B2 e a $\rho_{d0} = 0,435 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,980 \text{ t/m}^3$ per B3.

Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e $C_{\alpha\epsilon M}$

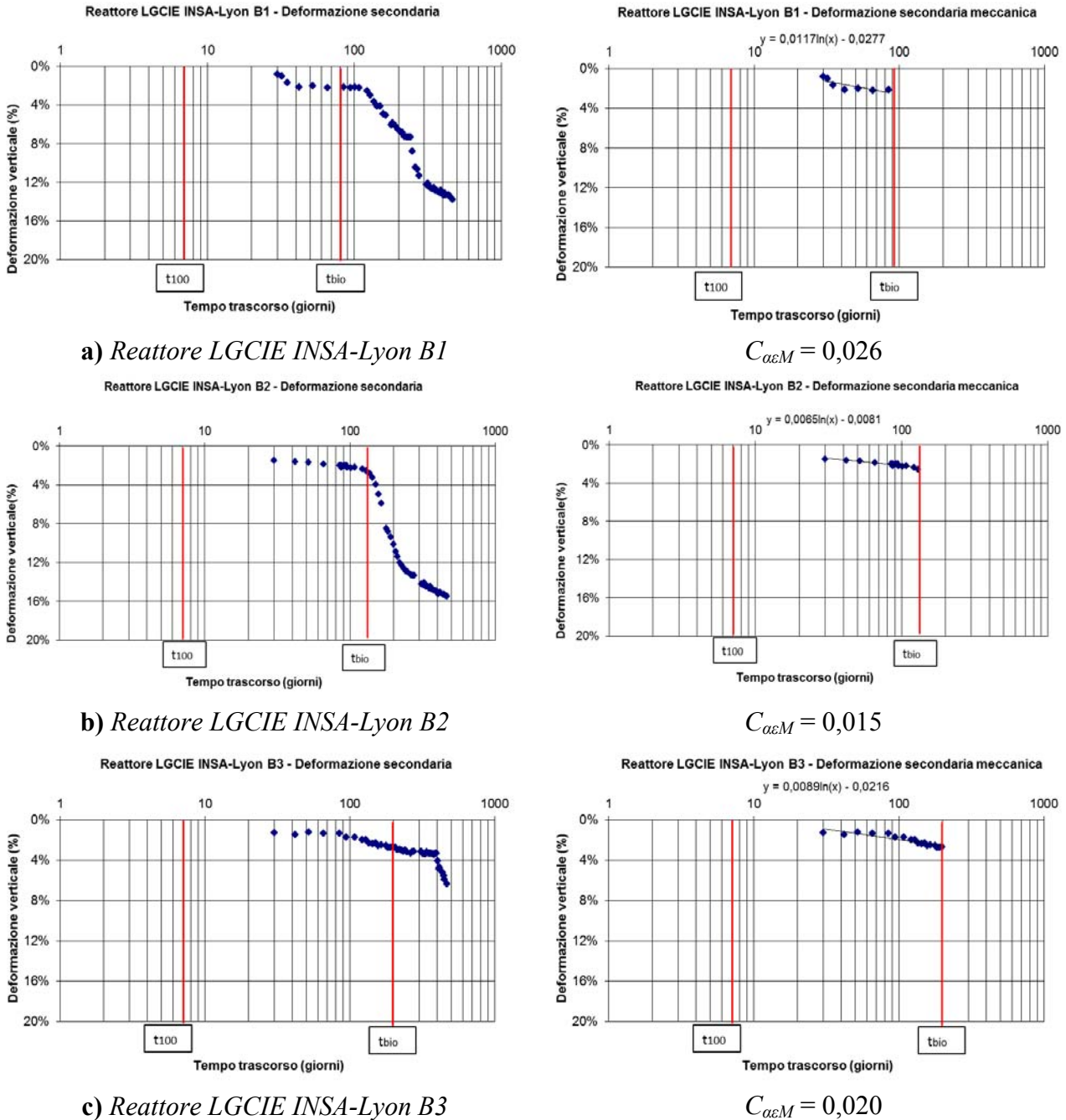
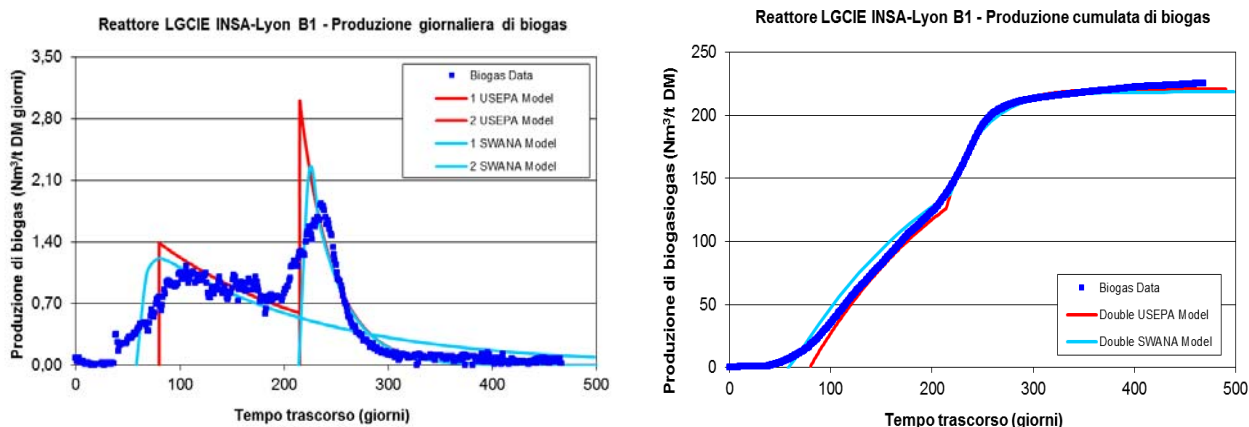


Fig. V-18. Coefficiente di compressione secondaria meccanica per i rifiuti dei reattori dell'LGCIE INSA-Lyon **a) B1; b) B2 e c) B3.**

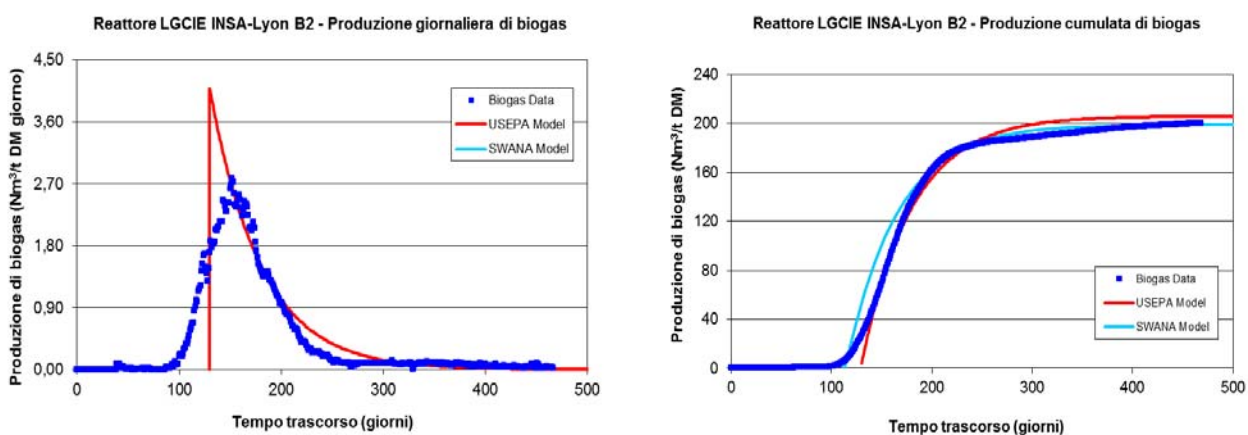
Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas



Tab. V-25. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

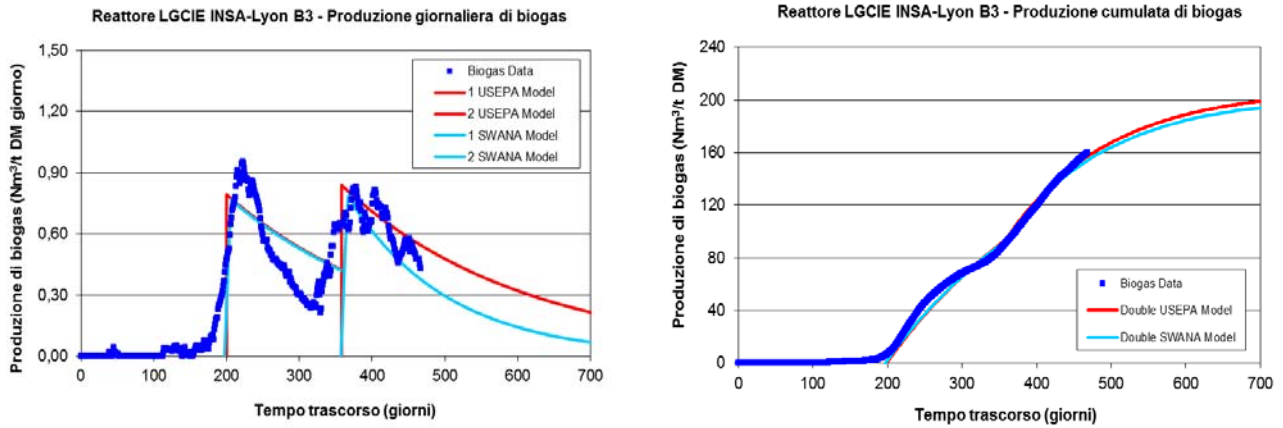
Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	220,0 [95,0]	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	220,0 [95,0]	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	121,0 [52,3]	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	6,6 [2,8]	Nm ³ biogas/t DM
k	2,300 [11,500]	anni ⁻¹	$k^? = k$	2,300 [11,50]	anni ⁻¹
t_{bio}	80 (0,219) [215 (0,589)]	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	80 [215]	giorni
$t_{1/2}$	190 [237]	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	58 [214]	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	110 [22]	giorni	s	52,7 [1858,3]	anni ⁻¹

Cinetica secondaria, entro parentesi [], dovuta a successiva reiniezione di percolato.



Tab. V-26. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	200,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	200,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	110,0	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	6,0	Nm ³ biogas/t DM
k	7,228	anni ⁻¹	$k^? = k$	7,228	anni ⁻¹
t_{bio}	130 [0,356]	giorni [anni]	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	130	giorni
$t_{1/2}$	165	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	113	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	35	giorni	s	51,8	anni ⁻¹



Tab. V-27. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	200,0 [115,0]	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	200,0 [115,0]	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	110,0 [63,3]	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	6,0 [3,4]	Nm ³ biogas/t DM
k	1,446 [2,660]	anni ⁻¹	$k^2 = k$	1,446 [2,660]	anni ⁻¹
t_{bio}	200 (0,548) [358 (0,980)]	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	200 [358]	giorni
$t_{1/2}$	375 [453]	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	197 [357]	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	175 [95]	giorni	s	732,1 [2498,9]	anni ⁻¹

Cinetica secondaria, entro parentesi [], dovuta a successiva reiniezione di percolato.

Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sulla produzione di biogas:

$$c_{biogas(B1)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{220}{750} = 29,33\% \quad c_{biogas(B1)bis} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{95}{750} = 12,67\%$$

$$c_{biogas(B2)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{200}{750} = 26,67\%$$

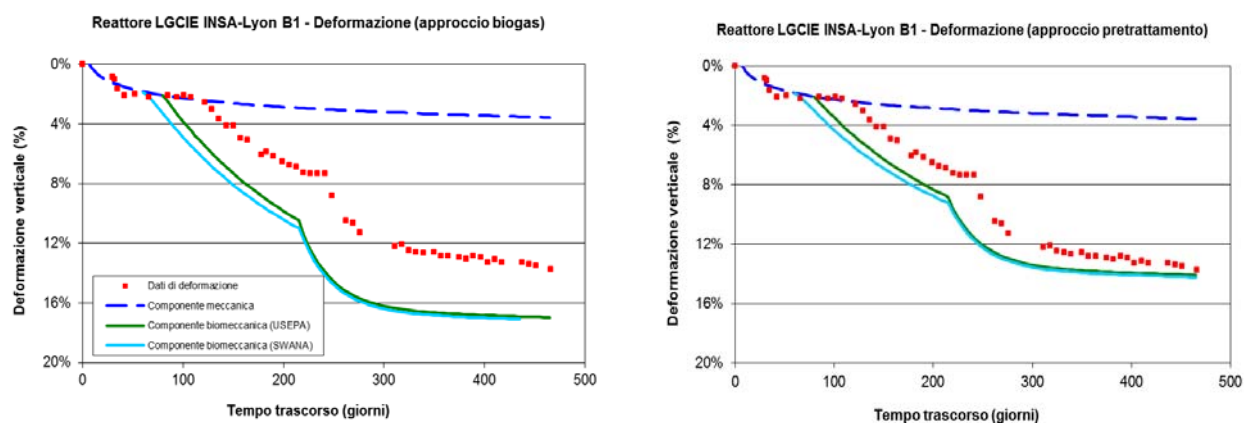
$$c_{biogas(B3)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{200}{750} = 26,67\% \quad c_{biogas(B3)bis} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{115}{750} = 15,33\%$$

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sul pretrattamento: considerando le frazioni organiche $f_{i,bio}$ che costituiscono il rifiuto, è possibile moltiplicarle per i corrispondenti valori di $c_{i,correct}$ e trovare, tramite somma finale, il valore di $c_{pretreatment}$.

Nome del reattore		B1	B2	B3
Inizio biodegradazione (t_{bio})		80 giorni (235 giorni)*	130 giorni	200 giorni (358 giorni)*
Tipo di pretrattamento		Nessuno	Nessuno	Corto
Frazione del rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$		
Passante al D=20mm	24,25%	8,49%	8,49%	2,12%
M. Putrescibili	1,62%	0,81%	0,81%	0,20%
Carta e cartoni	26,34%	10,54%	10,54%	2,64%
Legno e vegetali	3,76%	1,13%	1,13%	0,28%
Tessili	5,82%	2,04%	2,04%	0,51%
TOTALE ($c_{pretreatment}$)		c=23,01%	c=23,01%	c=5,75%

* Cinetica secondaria dovuta a successiva reiniezione di percolato.

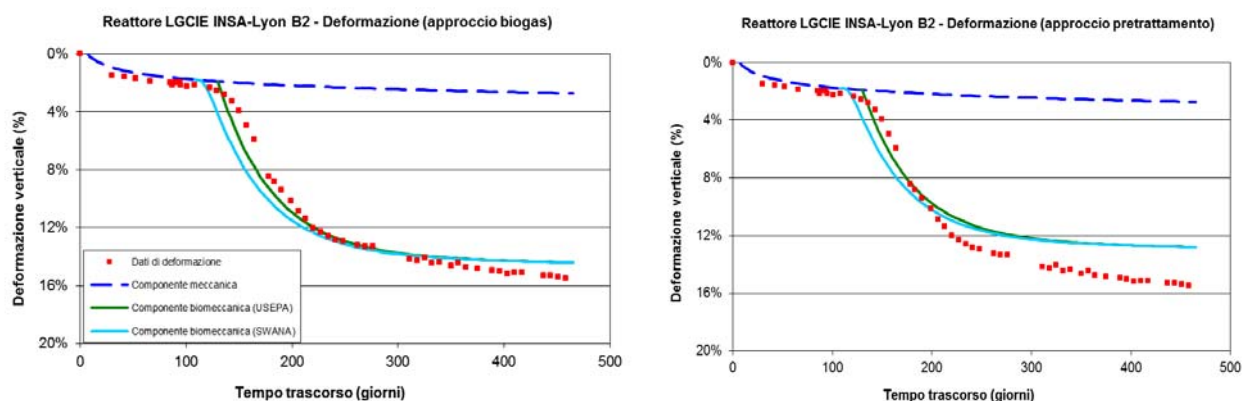
Determinazione dei parametri di deformazione secondaria e modellazione finale



Tab. V-28. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

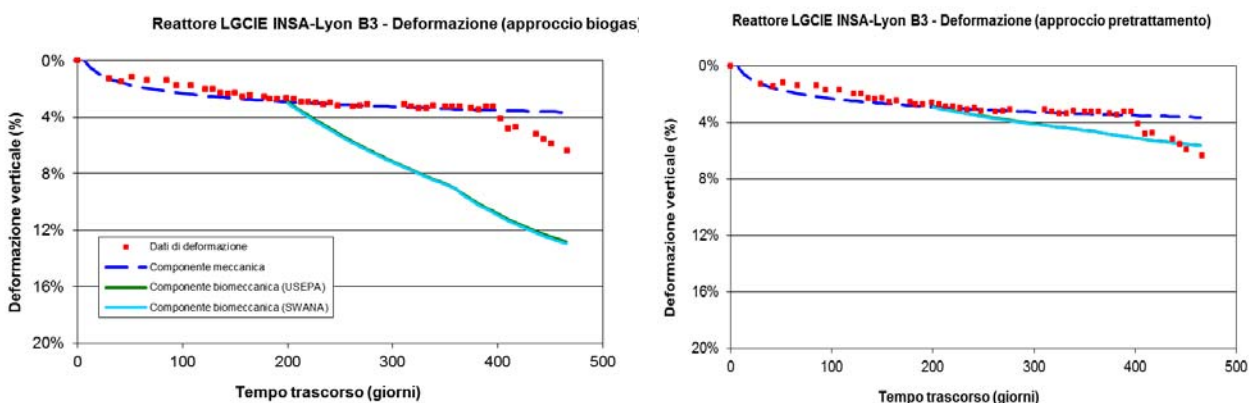
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aEM}	0,026	-	BP_{eff}	220,0 [95,0]	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	121,0 [52,3]	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,737	t/m ³	k	2,300 [11,500]	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,994	t/m ³	t_{bio}	0,219 (80)	anni (giorni)
C_{biogas}	29,33 [12,67]	%	t'_{bio}	[0,589 (215)]	anni (giorni)
				0,159 (58)	
$c_{pretreatment}$	23,01 [9,94]	%		[0,586 (214)]	anni ⁻¹
			s	52,7 [1858,3]	

Cinetica secondaria, entro parentesi [], dovuta a successiva reiniezione di percolato.



Tab. V-29. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aeM}	0,015	-	BP_{eff}	200,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	110,0	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,737	t/m ³	k	7,228	anni ⁻¹
ρ_{so0}	0,994	t/m ³	t_{bio}	0,356 (130)	anni (giorni)
C_{biogas}	26,67	%	t'_{bio}	0,310 (113)	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	23,01	%	s	51,8	anni ⁻¹



Tab. V-30. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aeM}	0,020	-	BP_{eff}	200,0 [115,0]	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	110,0 [63,3]	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,737	t/m ³	k	1,446 [2,660]	anni ⁻¹
ρ_{so0}	0,994	t/m ³	t_{bio}	0,548 (200)	anni (giorni)
C_{biogas}	27,47 [15,33]	%	t'_{bio}	[0,980 (358)]	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	5,75 [3,21]	%	s	0,540 (197)	anni (giorni)
				[0,978 (358)]	
				732,1 [2498,9]	anni ⁻¹

Cinetica secondaria, entro parentesi [], dovuta a successiva reiniezione di percolato.

Discussione dei risultati ottenuti

Una cinetica secondaria, che considera un'ulteriore velocità k di generazione del biogas, è stata implementata per i reattori $B1$ e $B3$, poiché sono state cambiate le condizioni di umidificazione tramite un'iniezione di percolato (22 litri/t DM×settimana a partire dal giorno 215 per $B1$ e 5,5 litri/t DM×settimana a partire dal giorno 358 per $B3$). Il valore di k , ottenuto dalle relazioni proposte dall'USEPA (2005), è molto elevato per tutti i reattori, essendo compreso tra 1,5 e 11,5: la degradazione è stata favorita da una triturazione fine e da condizioni di umidificazione quasi-ideali.

Tali valori, tuttavia, essendo troppo elevati, non sono rappresentativi di quello che può essere ottenuto, per esempio, su opere in vera grandezza. Il tempo t_{bio} , che corrisponde all'inizio della biodegradazione, risulta essere relativamente basso (80, 130 e 200 giorni), a causa della piccola grandezza delle celle e delle condizioni di degradazione pressoché ideali. Quando il percolato viene iniettato nel reattore $B1$, il tempo d'inizio della seconda cinetica di degradazione è solamente di 135 giorni, fatto che denota una risposta molto rapida del reattore a queste nuove condizioni.

La velocità di ricircolo in $B2$ è molto elevata e molto sovrastimata per delle applicazioni a grande scala, mentre la saturazione iniziale di $B1$ e $B3$ è molto difficile da realizzare *in situ*.

I dati relativi alla deformazione mostrano chiaramente che, per il reattore $B2$, quando la produzione di biogas diventa importante, la velocità di deformazione aumenta. Per la cella $B1$, i valori di produzione di biogas aumentano leggermente prima dell'aumento della velocità di deformazione. Questa differenza nel tempo può essere spiegata come una resistenza temporanea della colonna di rifiuto, prima di cedere a causa del riorientamento delle particelle generato dalla biodegradazione.

Il percolato che è stato iniettato nella cella $B1$ dopo il giorno 215 determina l'elevata deformazione che si osserva a partire da questo istante. Il valore della deformazione finale, modellata tramite l'approccio basato sul tipo di pretrattamento, è più bassa rispetto alla deformazione osservata, tranne che nel reattore $B1$. Le curve di modellazione delle deformazioni, nonostante ciò, interpolano abbastanza bene i dati osservati. Tuttavia, quando il metodo basato sulla produzione di biogas viene utilizzato, si ottiene una migliore interpolazione dei dati solamente per $B2$.

Il modello bio-meccanico qui proposto produce, generalmente, delle buone corrispondenze con i dati osservati. Inoltre, circa tre quarti della deformazione totale è causato dalla biodegradazione mentre solamente un quarto della deformazione totale è dovuto alla componente meccanica, per tutta la durata della prova in laboratorio. Questo trova corrispondenza con le velocità di produzione di biogas molto elevate. Gli esperimenti condotti nei reattori dell'*LGCIE INSA* hanno confermato che la biodegradazione, avvenendo in condizioni ideali, è stata molto netta e completa, e può essere responsabile di una velocità di deformazione notevole.

5. REATTORI CRPE-ELIA

I quattro reattori utilizzati nell'esperimento condotto dal *CRPE-ELIA* (Francia), dal 2003 al 2009, possiedono un volume di 22,0 m³ e contengono un rifiuto solido urbano fresco proveniente da un sito francese (Fig. V-19). L'ambito della ricerca svolta usando questi reattori di media grandezza è stato lo studio del comportamento del materiale di rifiuto, soggetto a biodegradazione, con applicazione di uno sforzo verticale trascurabile. Nei diversi reattori sono stati inseriti rifiuti sottoposti a differenti condizioni iniziali: la cella di controllo (*Control cell*) contiene un rifiuto grossolano non pretrattato, la cella bioreattore (*Bioreactor cell*) contiene un rifiuto triturato non pretrattato, la *PTB1 cell* contiene un rifiuto triturato e pretrattato anaerobicamente per 12 settimane, mentre la *PTB2 cell* contiene un rifiuto triturato e pretrattato anaerobicamente per 25 settimane.

Il test è stato condotto per 68 mesi (circa 5,7 anni). I valori dei principali parametri caratterizzanti il rifiuto presente nei quattro reattori e le caratteristiche della prova, sono riportate in Tab. V-31.



Fig. V-19. Reattori utilizzati nell'esperimento condotto dal *CRPE-ELIA*.

Tab V-31. Valori dei principali parametri caratterizzanti il rifiuto presente nei quattro reattori.

Reattore	<i>Control</i>	<i>Bioreactor</i>	<i>PTB1</i>	<i>PTB2</i>
<i>Porosità iniziale</i>	65%	65%	65%	65%
<i>Massa del rifiuto</i>	6,800 t DM	8,427 t DM	6,760 t DM	6,710 t DM
<i>Densità secca iniziale</i>	0,340 t/m ³	0,430 t/m ³	0,350 t/m ³	0,340 t/m ³
<i>Densità iniziale dei solidi organici</i>	0,670 t/m ³	0,670 t/m ³	0,670 t/m ³	0,670 t/m ³
<i>Temperatura Contenuto d'acqua</i>	Insufflazione termica con uno strato di compost per i quattro reattori.			
	a metà del test (medio): 38,8%	a metà del test (medio): 34,4%	a metà del test (medio): 40,8%	a metà del test (medio): 46,0%
	dopo la metà del test (medio): 29,8%	dopo la metà del test (medio): 45,0%	dopo la metà del test (medio): 40,4%	dopo la metà del test (medio): 46,7%
<i>Condizioni di ricircolo</i>	irrigazione con 1,6 – 4,5 litri/t DM·settimana	iniezione di 14,0 litri/t DM·settimana	irrigazione con 1,6 – 4,5 litri/t DM·settimana	irrigazione con 1,6 – 4,5 litri/t DM·settimana

Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto

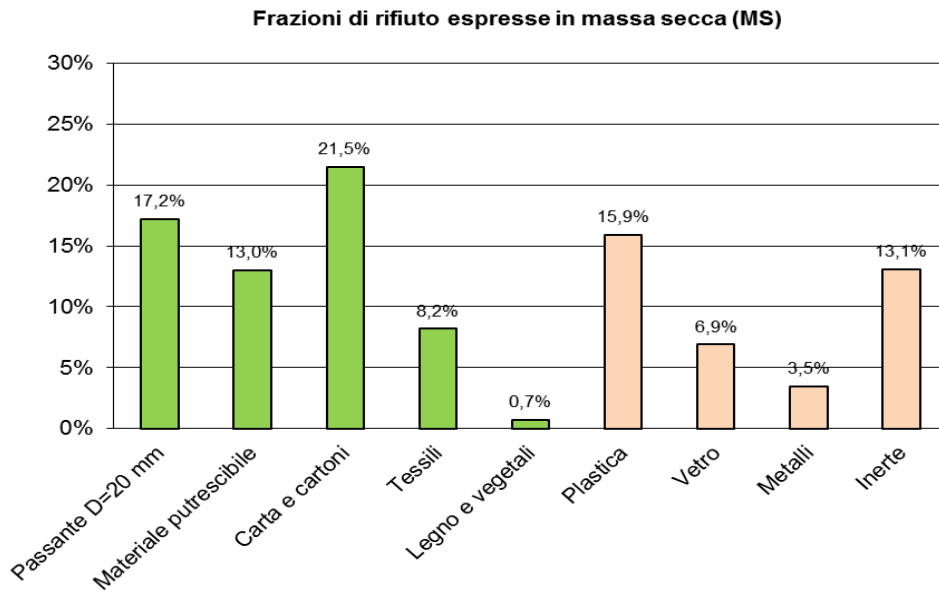


Fig. V-20. Frazioni f_i costituenti il rifiuto.

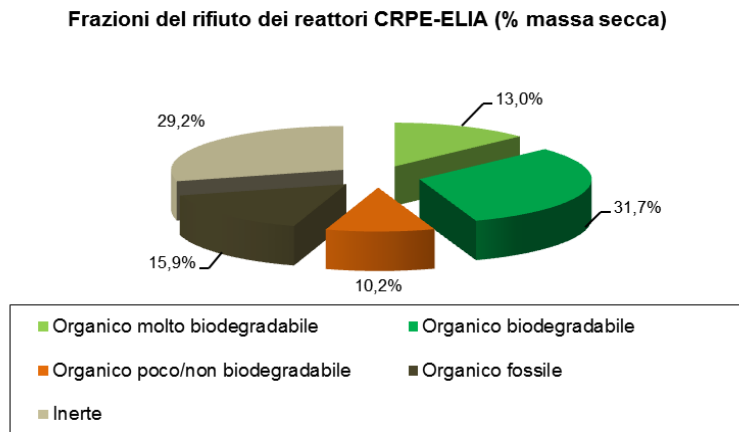


Fig. V-21. Suddivisione della sostanza organica costituente il rifiuto.

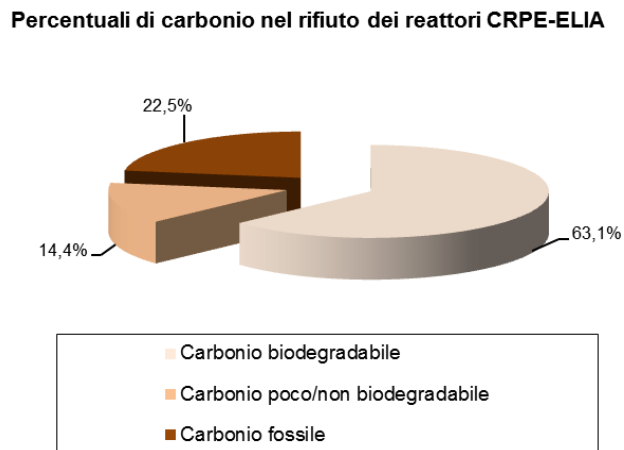
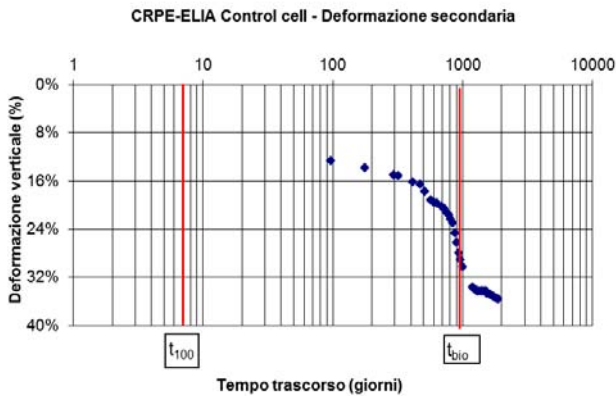


Fig. V-22. Percentuale di carbonio contenuta nel rifiuto considerato.

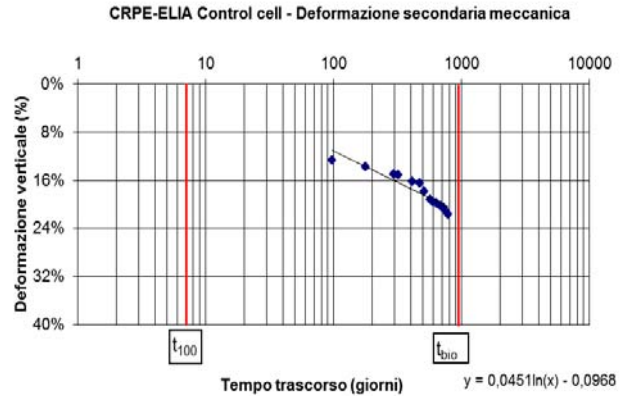
Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s00}

I valori delle due densità sono stati determinati tramite prove di laboratorio, e sono pari a $\rho_{d0} = 0,340 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,670 \text{ t/m}^3$ per *Control cell*, a $\rho_{d0} = 0,430 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,670 \text{ t/m}^3$ per *Bioreactor cell*, a $\rho_{d0} = 0,350 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,670 \text{ t/m}^3$ per *PTB1* e a $\rho_{d0} = 0,340 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,670 \text{ t/m}^3$ per *PTB2*.

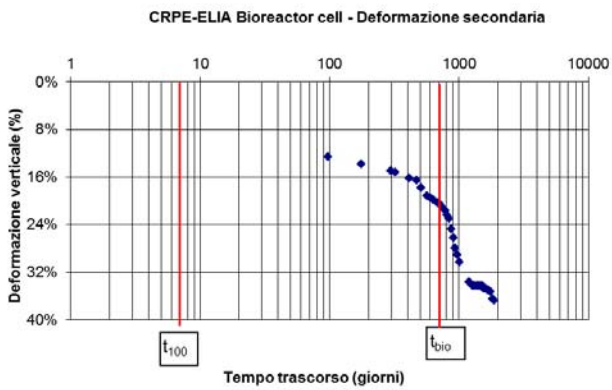
Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e $C_{\alpha M}$



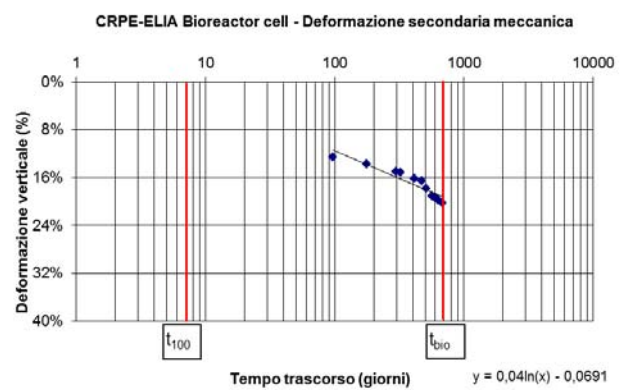
a) Reattore CRPE-ELIA – Control cell



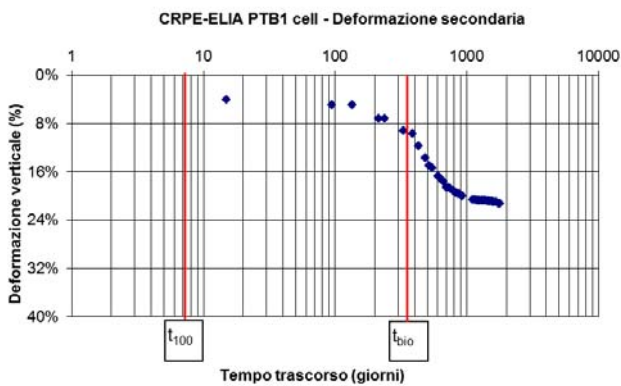
$$C_{\alpha M} = 0,104$$



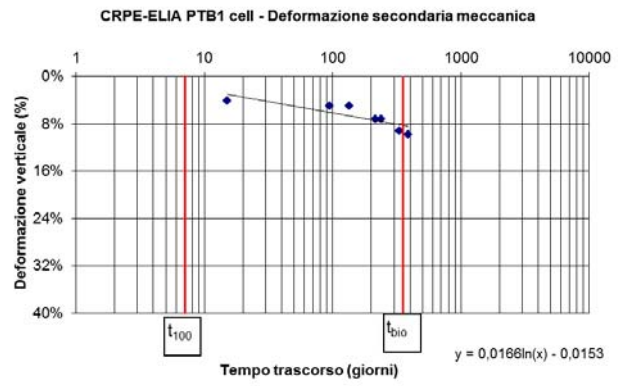
b) Reattore CRPE-ELIA – Bioreactor cell



$$C_{\alpha M} = 0,092$$



c) Reattore CRPE-ELIA – PTB1



$$C_{\alpha M} = 0,038$$

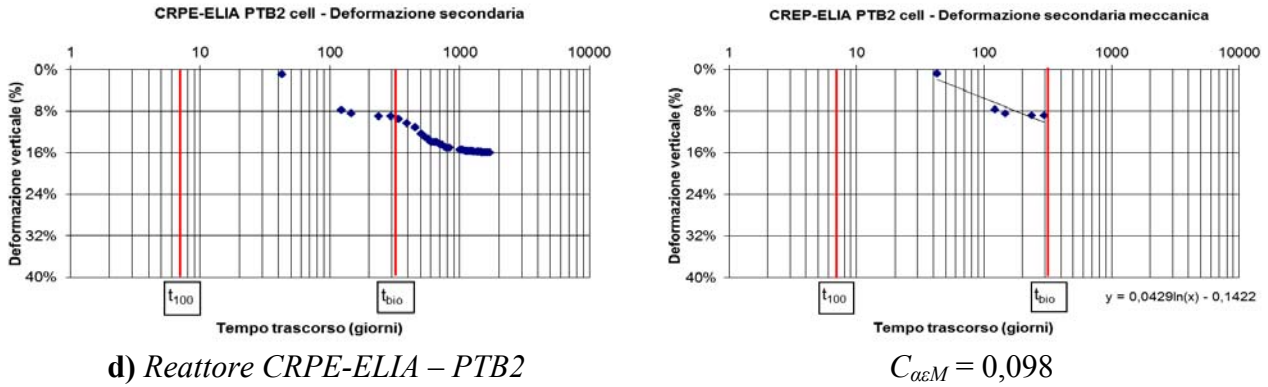
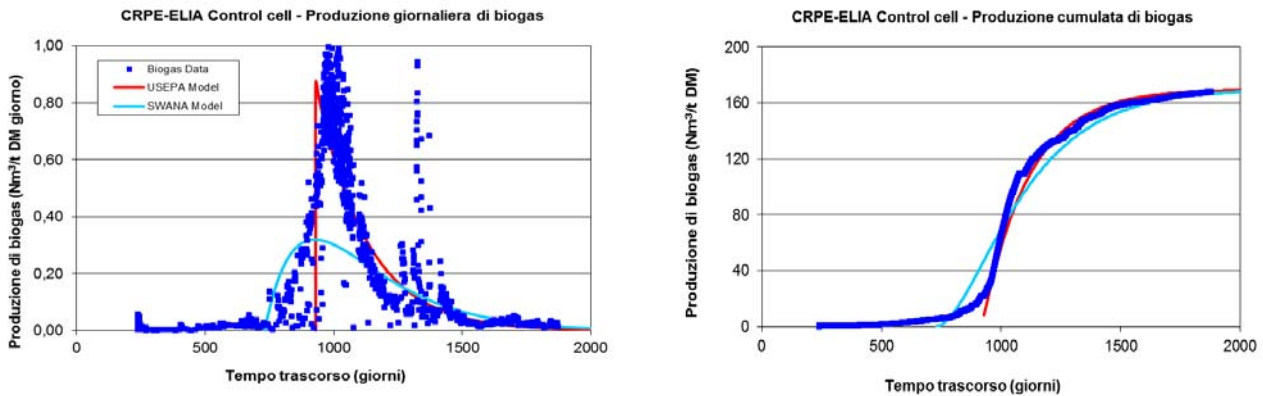


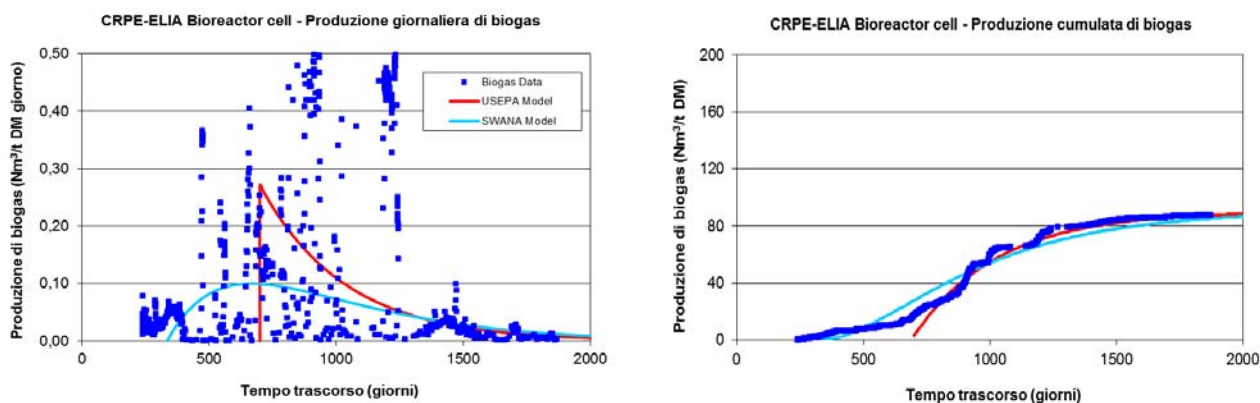
Fig. V-23. Coefficiente di compressione secondaria meccanica per i rifiuti dei reattori del CRPE-ELIA **a) Controll cell; b) Bioreactor cell; c) PTB1 e d) PTB2.**

Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas



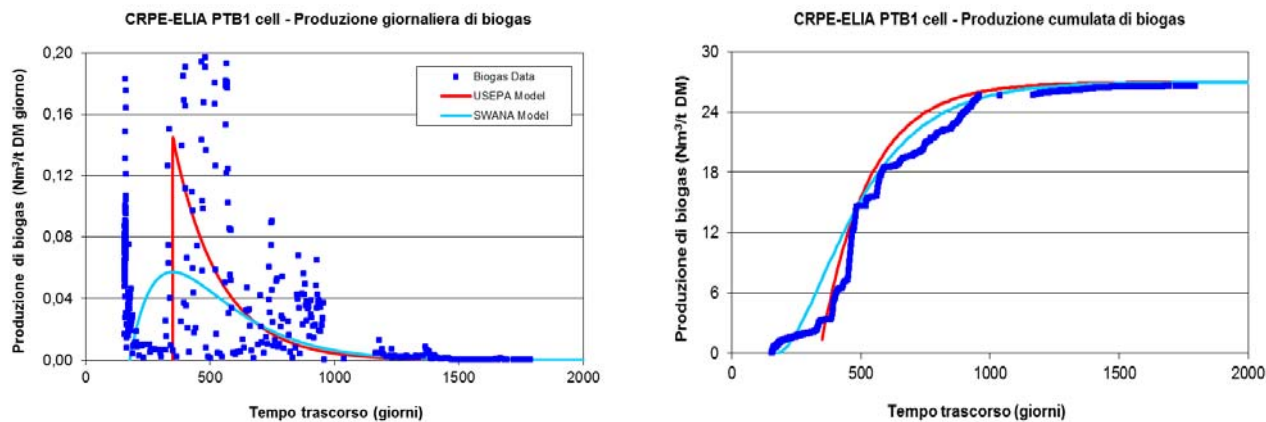
Tab. V-32. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	170,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	170,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	93,5	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	5,1	Nm ³ biogas/t DM
k	1,870	anni ⁻¹	$k' = k$	1,870	anni ⁻¹
t_{bio}	930 (2,548)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	930	giorni
$t_{1/2}$	1065	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	731	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	135	giorni	s	0,0001	anni ⁻¹



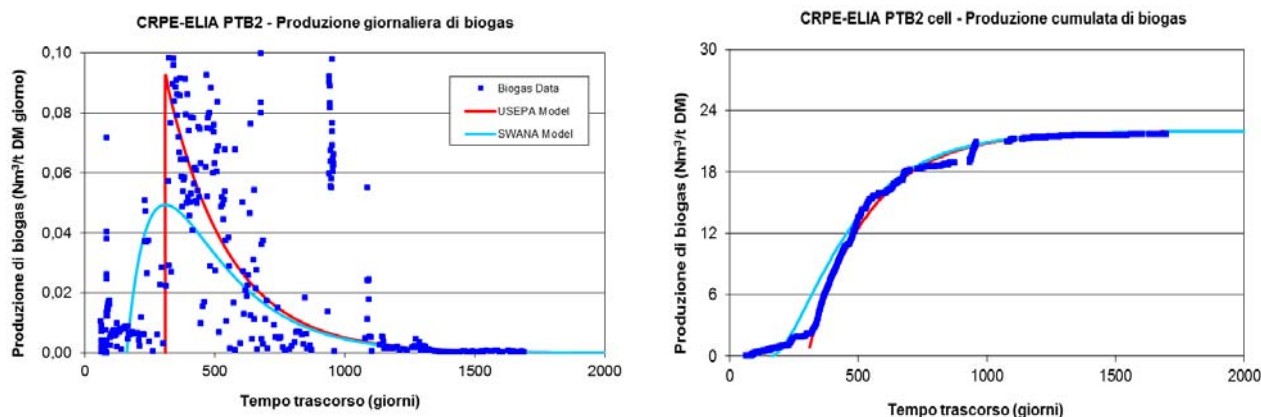
Tab. V-33. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	90,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	90,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	49,5	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	2,7	Nm ³ biogas/t DM
k	1,100	anni ⁻¹	$k' = k$	1,100	anni ⁻¹
t_{bio}	700 (1,918)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	700	giorni
$t_{1/2}$	930	giorni	$t'_{bio} = t(3\%BP)$	335	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	230	giorni	s	0,0001	anni ⁻¹



Tab. V-34. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	27,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	27,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	14,9	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	0,8	Nm ³ biogas/t DM
k	1,950	anni ⁻¹	$k' = k$	1,950	anni ⁻¹
t_{bio}	350 (0,959)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	350	giorni
$t_{1/2}$	480	giorni	$t'_{bio} = t(3\%BP)$	177	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	130	giorni	s	0,3	anni ⁻¹


Tab. V-35. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	22,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	22,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	12,1	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	0,7	Nm ³ biogas/t DM
k	1,530	anni ⁻¹	$k' = k$	1,530	anni ⁻¹
t_{bio}	310 (0,849)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	310	giorni
$t_{1/2}$	475	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	161	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	165	giorni	s	2,2	anni ⁻¹

Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sulla produzione di biogas:

$$c_{biogas(Control)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{170}{750} = 22,67\%$$

$$c_{biogas(Bioreactor)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{90}{750} = 12,00\%$$

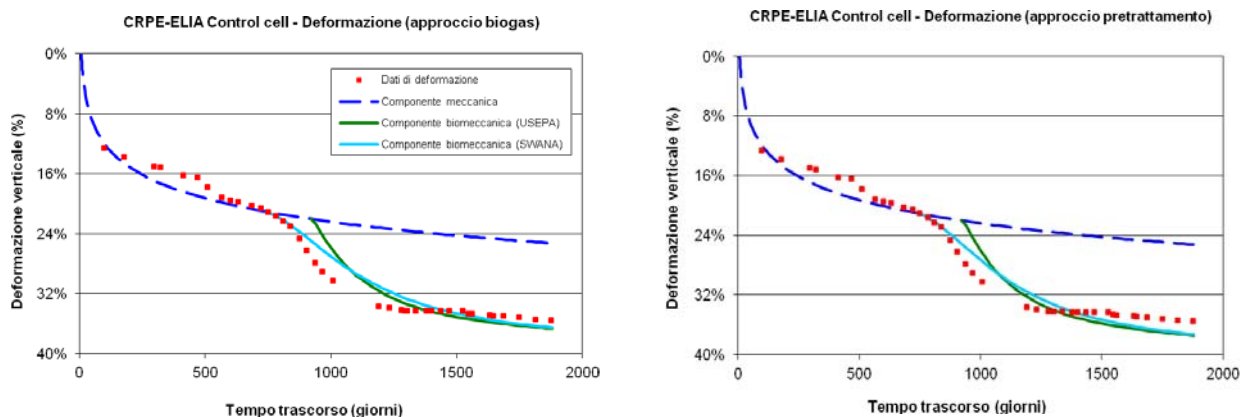
$$c_{biogas(PTB1)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{27}{750} = 3,60\%$$

$$c_{biogas(PTB2)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{22}{750} = 2,93\%$$

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sul pretrattamento: considerando le frazioni organiche $f_{i,bio}$ che costituiscono il rifiuto, è possibile moltiplicarle per i corrispondenti valori di $c_{i,correct}$ e trovare, tramite somma finale, il valore di $c_{pretreatment}$.

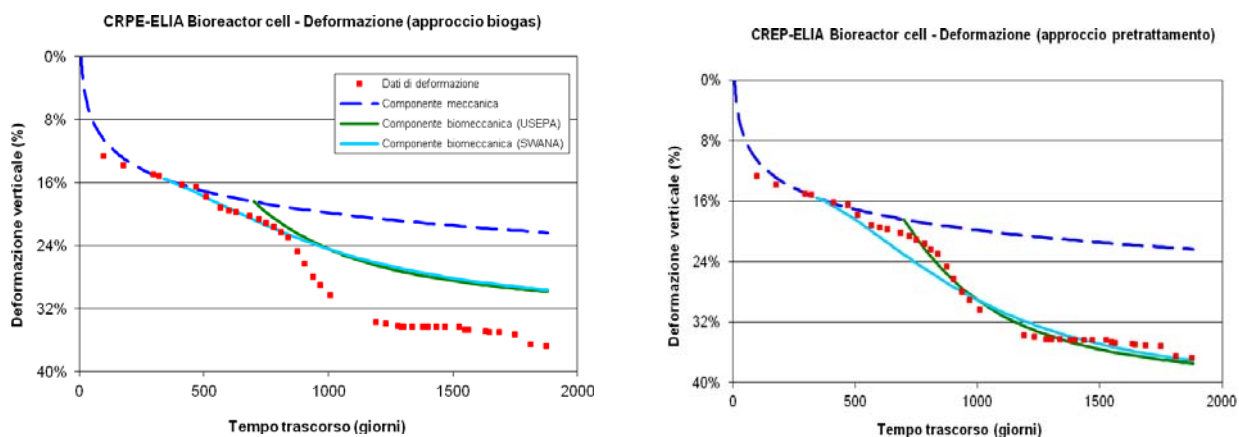
Nome del reattore		<i>Control</i>	<i>Bioreactor</i>	<i>PTB1</i>	<i>PTB2</i>
Inizio biodegradazione (t_{bio})		930 giorni	700 giorni	350 giorni	350 giorni
Tipo di pretrattamento		Nessuno	Nessuno	Corto	Lungo
Frazione del rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$			
Passante al D=20mm	17,21%	6,02%	6,02%	1,51%	0,60%
M. Putrescibili	12,98%	6,49%	6,49%	1,62%	0,65%
Carta e cartoni	21,50%	8,60%	8,60%	2,15%	0,86%
Legno e vegetali	0,72%	0,22%	0,22%	0,06%	0,02%
Tessili	8,21%	2,87%	2,87%	0,72%	0,29%
TOTALE ($c_{pretreatment}$)		$c=24,20\%$	$c=24,20\%$	$c=6,06\%$	$c=2,42\%$

Determinazione dei parametri di deformazione secondaria e modellazione finale



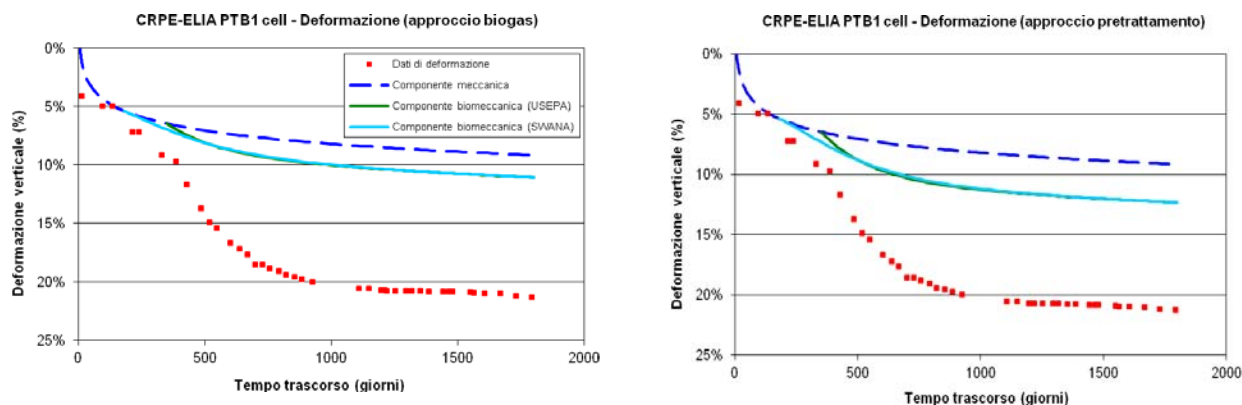
Tab. V-36. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aeM}	0,104	-	BP_{eff}	170,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	93,5	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,340	t/m ³	k	1,870	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,670	t/m ³	t_{bio}	2,548 (930)	anni (giorni)
C_{biogas}	22,67	%	t'_{bio}	2,003 (731)	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	24,20	%	s	0,0001	anni ⁻¹



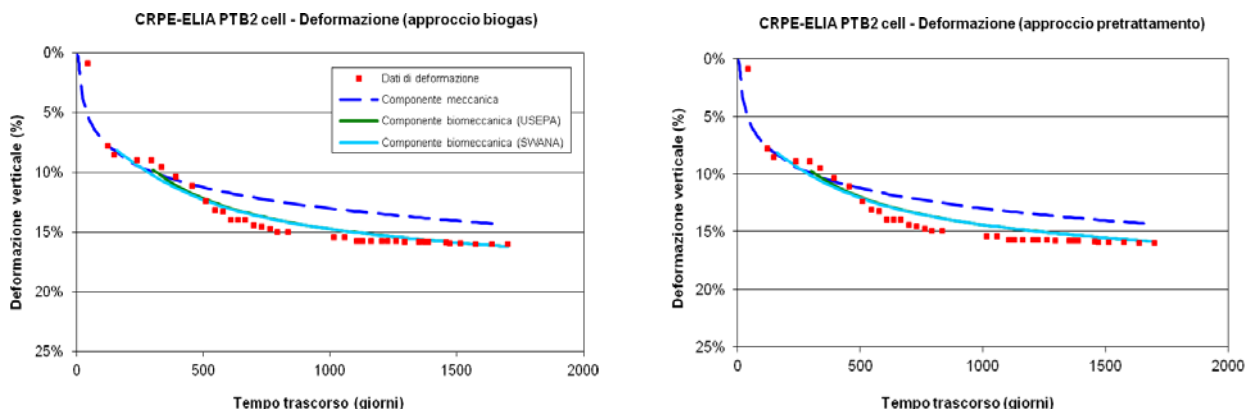
Tab. V-37. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{aeM}	0,092	-	BP_{eff}	90,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	49,5	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,430	t/m ³	k	1,100	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,670	t/m ³	t_{bio}	1,918 (700)	anni (giorni)
C_{biogas}	12,00	%	t'_{bio}	0,918 (335)	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	24,20	%	s	0,0001	anni ⁻¹



Tab. V-38. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{acM}	0,038	-	BP_{eff}	27,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	14,9	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,350	t/m ³	k	1,950	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,670	t/m ³	t_{bio}	0,959 (350)	anni (giorni)
C_{biogas}	3,60	%	t'_{bio}	0,485 (177)	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	6,06	%	s	0,3	anni ⁻¹



Tab. V-39. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
C_{acM}	0,098	-	BP_{eff}	22,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	12,1	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,340	t/m ³	k	1,530	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,670	t/m ³	t_{bio}	0,849 (310)	anni (giorni)
C_{biogas}	2,93	%	t'_{bio}	0,441 (161)	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	2,42	%	s	0,3	anni ⁻¹

Discussione dei risultati ottenuti

I dati di deformazione confermano, anche per i reattori *CRPE ELIA*, che l'aumento della produzione di biogas è sincrona all'aumento delle deformazioni secondarie. Per la cella di controllo (*Control cell*) la deformazione biologica ha inizio prima dell'aumento della produzione di biogas. Questo può significare che, quando si hanno casi in cui viene registrato un cedimento importante nei primi giorni di sviluppo della biodegradazione, il modello USEPA non è interamente soddisfacente. La deformazione biologica della cella di controllo, infatti, inizia a manifestarsi dopo 800 giorni, tuttavia il t_{bio} , parametro usato nel modello USEPA, è fissato a 930 giorni, seguendo la forma della curva di produzione di biogas.

Il valore modellato di deformazione finale è molto prossimo a quello osservato, con una sovrastima massima del 2,8%, nel caso si utilizzi l'approccio basato sulla produzione di biogas per determinare la componente biologica della deformazione, e del 5,1% nel caso si utilizzi il secondo approccio.

Per le prime due celle *CRPE ELIA*, i risultati delle deformazioni finali previste sono molto buoni. La componente finale di deformazione è più elevata in questi due casi (di circa il 36% nella *Control cell* e nella *Bioreactor cell*). La parte meccanica dovuta al *creep* è responsabile di circa i due terzi della deformazione totale a fine prova, fatto che risulta assai frequente per opere in vera grandezza, probabilmente a causa della dimensione dei reattori.

E' possibile notare che le deformazioni secondarie totali sono comparabili per i due reattori, a dispetto delle diverse condizioni di partenza e di ricircolo. Ciò può essere sorprendente, dato che la produzione di biogas è molto più debole nella *Bioreactor cell* rispetto alla *Control cell*. Pertanto, la produzione di biogas, da sola, non è l'unico aspetto da considerare nella determinazione del cedimento di tipo biologico, poiché altri fattori legati al tipo di rifiuto e alla composizione sono altresì importanti.

Il rifiuto contenuto nei reattori *PTB1* e *PTB2*, rispetto a quello delle prime due celle, dimostra una debolissima produzione di biogas e deformazioni più contenute (21% e 16%). Tutto questo dipende dal fatto che il terzo e quarto reattore hanno subito un pretrattamento biologico; pertanto, una parte sostanziale della materia organica è stata già degradata in precedenza. Il reattore *PTB1*, tuttavia, sembra evidenziare dei problemi nell'esecuzione del test derivanti, ad esempio, da perdite di biogas. Infatti, sebbene abbia subito un pretrattamento corto, la produzione di biogas è paragonabile a quella di *PTB2* che, al contrario, ha subito un lungo pretrattamento. D'altra parte, la deformazione biologica è estremamente marcata (12%), dello stesso ordine di grandezza di quella della *Control* e *Bioreactor cell*, fatto che induce a ipotizzare ad un inefficiente pretrattamento iniziale.

Da un punto di vista meccanico, i valori di C_{aeM} sono molto differenti tra le prime due celle e le altre due con rifiuto pretrattato ($C_{aeM} = 0,104$ e $0,092$ rispetto a $C_{aeM} = 0,038$ e $0,098$). Questa differenza può essere spiegata dalla differente composizione dei rifiuti, dalla differenza delle procedure di messa in opera e di triturazione, e soprattutto dalle diverse condizioni di pretrattamento.

6. REATTORE CICLADE dell'LTHE di GRENOBLE

Il reattore *Cyclade 1* (Fig. V-24), presente al laboratorio LTHE dell'Università di Grenoble (Francia), è parte di un sistema di quattro reattori, riempiti di rifiuti solidi urbani e installati allo scopo di condurre diverse prove di caratterizzazione del comportamento del rifiuto sotto compressione.

Il reattore ha un diametro di 1,0 m e un'altezza di 1,2 m, mentre il rifiuto in esso contenuto occupa un volume di circa 1 m³.

Il rifiuto non ha subito alcun tipo di pretrattamento, prima della sua collocazione all'interno del reattore, mentre è stato umidificato durante la fase di riempimento.

Il contenuto d'acqua iniziale è di 50,2% mentre il pH del percolato prodotto si è mantenuto pressoché costante (pH = 6), per tutta la durata dell'esperimento. La temperatura è stata monitorata in continuo, all'interno del locale, presentando un valore costante di circa 35 °C.

La prova di compressione edometrica è stata effettuata applicando uno sforzo verticale da 20 a 140 kPa, rimanendo stabile a 140 kPa per tutta la fine dell'esperimento. La durata del test è stata di 500 giorni, pari a 1,4 anni (2008-2009).



Fig. V-24. Reattori *Cyclade* presso il laboratorio LTHE dell'Università di Grenoble.

Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto

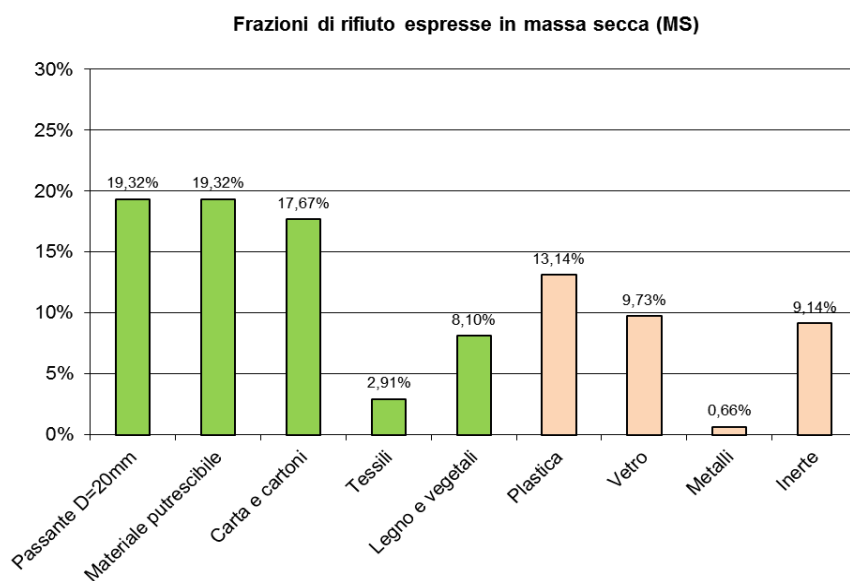


Fig. V-25. Frazioni f_i costituenti il rifiuto.

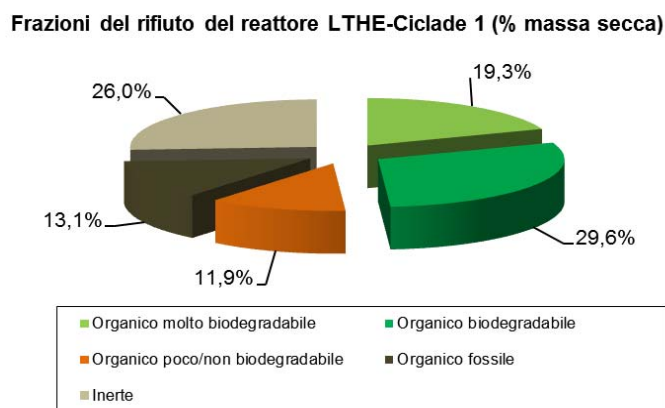


Fig. V-26. Suddivisione della sostanza organica costituente il rifiuto.

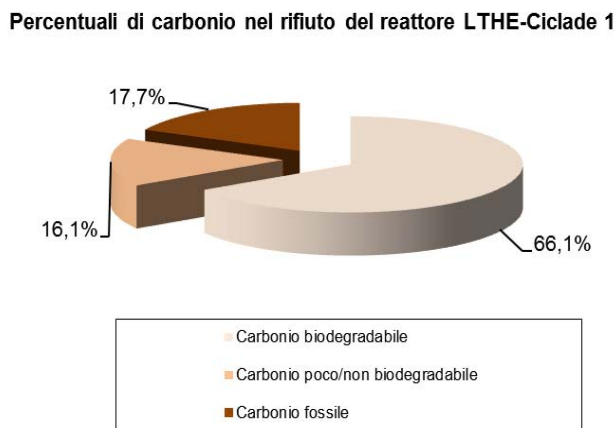
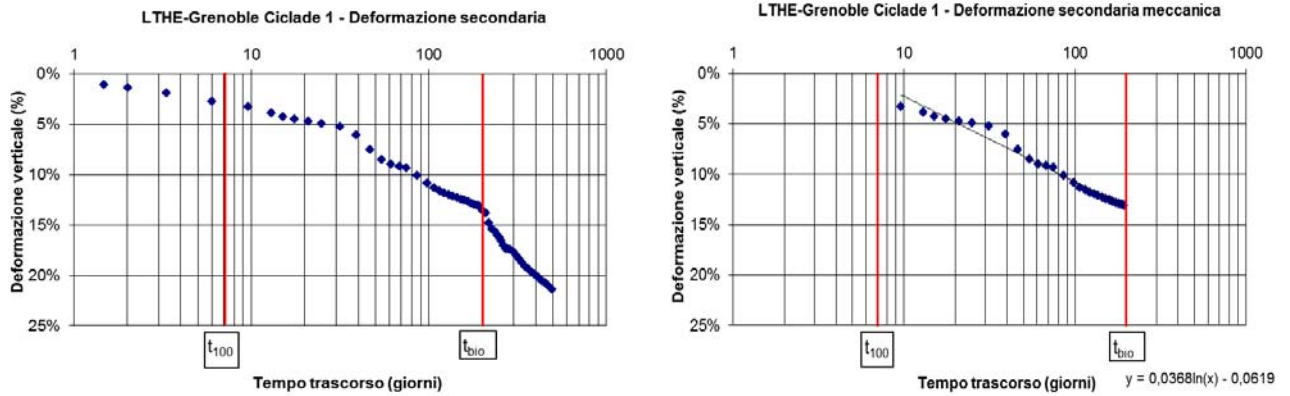


Fig. V-27. Percentuale di carbonio contenuta nel rifiuto considerato.

Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s00}

I valori delle due densità sono stati determinati tramite prove di laboratorio, e sono pari a $\rho_{d0} = 0,390 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{s00} = 0,850 \text{ t/m}^3$ per la *Ciclade 1*.

Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e C_{aeM}

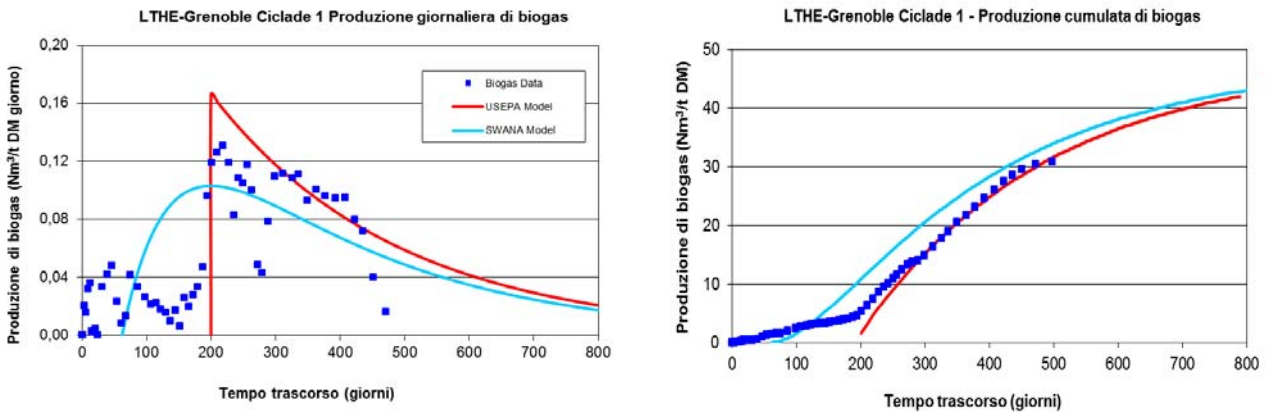


LTHE-Grenoble *Ciclade 1*

$$C_{aeM} = 0,085$$

Fig. V-28. Coefficiente di compressione secondaria meccanica per i rifiuti del reattore dell'*LTHE* di Grenoble *Ciclade 1*

Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas



Tab. V-40. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA			Modello della SWANA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	44,0	Nm ³ biogas/t DM	BP_{eff}	44,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	24,2	Nm ³ metano/t DM	$3\% BP_{eff}$	1,3	Nm ³ biogas/t DM
k	1,265	anni ⁻¹	$k^2 = k$	1,265	anni ⁻¹
t_{bio}	200 (0,548)	giorni (anni)	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio}$	200	giorni
$t_{1/2}$	400	giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)}$	62	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	200	giorni	s	3,5	anni ⁻¹

Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

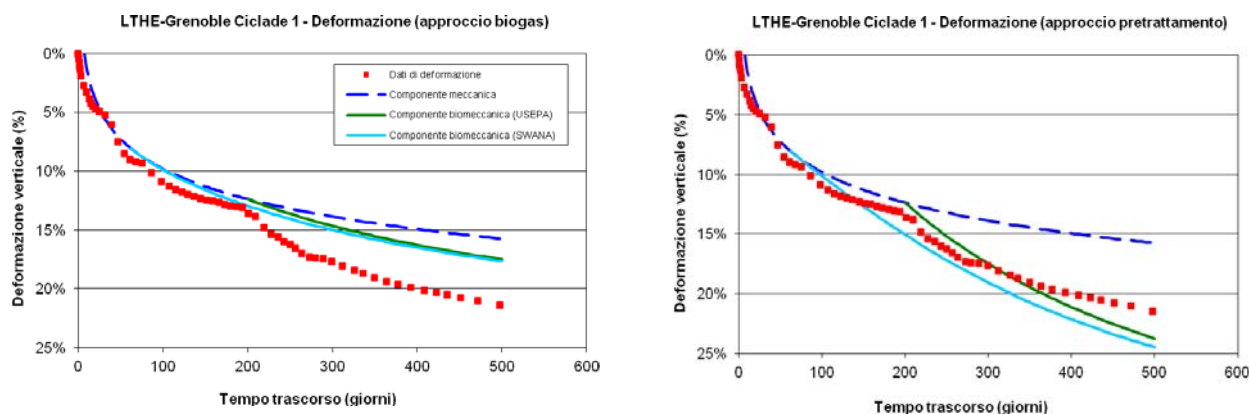
Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sulla produzione di biogas:

$$C_{biogas(Ciclade1)} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{44}{750} = 5,87\%$$

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sul pretrattamento: considerando le frazioni organiche $f_{i,bio}$ che costituiscono il rifiuto, è possibile moltiplicarle per i corrispondenti valori di $c_{i,correct}$ e trovare, tramite somma finale, il valore di $C_{pretreatment}$.

Nome del reattore		<i>Ciclade 1</i>
Inizio biodegradazione (t_{bio})		200 giorni
Tipo di pretrattamento		Nessuno
Frazione del rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$
Passante al D=20mm	19,32%	6,76%
M. Putrescibili	19,32%	9,66%
Carta e cartoni	17,67%	7,07%
Legno e vegetali	8,10%	2,43%
Tessili	2,91%	1,02%
TOTALE ($C_{pretreatment}$)		$c=26,94\%$

Determinazione dei parametri di deformazione secondaria e modellazione finale



Tab. V-41. Parametri relativi alla determinazione delle curve di deformazione.

Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura	Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
$C_{\alpha\epsilon M}$	0,085	-	BP_{eff}	44,0	Nm ³ biogas/t DM
t_{100}	0,019 (7)	anni (giorni)	BMP_{eff}	24,2	Nm ³ CH ₄ /t DM
ρ_{d0}	0,390	t/m ³	k	1,265	anni ⁻¹
ρ_{s00}	0,850	t/m ³	t_{bio}	0,548 (200)	anni (giorni)
C_{biogas}	5,87	%	t'_{bio}	0,170 (62)	anni (giorni)
$C_{pretreatment}$	26,94	%	s	0,3	anni ⁻¹

Discussione dei risultati ottenuti

La curva della produzione di biogas, ottenuta mediante la modellazione USEPA, interpola abbastanza bene i dati osservati, al contrario, invece, della curva prodotta dal modello SWANA. La deformazione secondaria meccanica, molto rilevante in questa prova, e pari a circa il 75% dell'intera deformazione finale, è ben rappresentato dal modello, avendo stimato il valore di C_{acM} uguale a 0,085. Nonostante ciò, le curve di deformazione biologica non rappresentano bene i dati osservati, utilizzando sia l'approccio basato sulla produzione di biogas che l'approccio basato sul pretrattamento. Questo può esser dovuto al fatto che, nonostante il rifiuto non abbia subito alcun tipo di pretrattamento, la produzione di biogas sia rimasta abbastanza esigua (44 Nm³ biogas/t DM), a fronte di una deformazione secondaria meccanica molto incidente.

7. RISULTATI FINALI ED ERRORI

Una comparazione finale viene proposta per tutti i casi analizzati in letteratura o effettuati tramite prove in laboratorio, considerando la deformazione verticale osservata realmente, la deformazione verticale prodotta dalla modellazione dei cedimenti usando l'approccio basato sulla produzione di biogas (determinata dal parametro c_{biogas}) e la deformazione verticale prodotta dalla modellazione dei cedimenti usando l'approccio basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto (determinata dal parametro $c_{pretreatment}$). Per constatare l'efficacia dei due diversi approcci, è stato considerato l'errore relativo, secondo la seguente espressione:

$$ERRORE(\%) = \left(\frac{\mathcal{E}_{observed} - \mathcal{E}_{modelled}}{\mathcal{E}_{observed}} \right) \times 100$$

La Tab. V-42 presenta tutti i valori risultanti da questa comparazione finale. Essa evidenzia in quale caso un approccio risulti migliore dell'altro e quanto si discosti dai dati realmente osservati, per quanto concerne la modellazione delle deformazioni secondarie.

La Fig. V-29 è un riassunto grafico delle deformazioni modellate tramite i due differenti approcci, rispetto alle deformazioni effettivamente osservate.

La Tab. V-43 mostra come, in 15 casi sui 18 analizzati, il modello basato sul pretrattamento iniziale subito dal rifiuto sia migliore o quasi simile al modello basato sulla produzione di biogas, e come l'errore che si commette, rispetto alle deformazioni realmente osservate, sia inferiore al 20% per 13 casi su 18.

Tab. V-42. Risultati finali per i casi analizzati.

Reattori	Deformazione osservata $\varepsilon_{observed}$ (%)	Deformazione ottenuta con C_{biogas} $\varepsilon_{modelled(biogas)}$ (%)	Errore ¹ (%)	Deformazione ottenuta con $C_{pretreatment}$ $\varepsilon_{modelled(pretreatment)}$ (%)	Errore ² (%)	Maggiore precisione
Letteratura						
<i>Carrubba e Cossu (2003) – Miscela S10</i>	27,2	28,2	+3,7	29,2	+7,4	<i>biogas</i>
<i>Carrubba e Cossu (2003) – Miscela F10</i>	38,5	37,3	-3,1	38,7	+0,5	quasi uguali
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 1</i>	24,3	43,5	+79,0	29,3	+20,6	<i>pretreatment</i>
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 2</i>	21,4	38,1	+78,0	30,2	+41,1	<i>pretreatment</i>
<i>Ivanova et al. (2008) - CAR 3</i>	17,2	20,4	+18,6	14,5	-15,7	<i>pretreatment</i>
Test di laboratorio						
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A1</i>	17,4	19,4	+11,5	17,1	-1,7	<i>pretreatment</i>
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A2</i>	19,1	19,9	+4,2	19,6	+2,6	quasi uguali
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - A3</i>	7,3	14,7	+101,4	9,1	+24,7	<i>pretreatment</i>
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B1</i>	13,8	16,9	+22,5	14,1	+2,2	<i>pretreatment</i>
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B2</i>	15,5	14,4	-7,1	12,8	-17,4	<i>biogas</i>
<i>LGCIE INSA Lyon (2009) - B3</i>	6,4	12,8	+100,0	5,6	-12,5	<i>pretreatment</i>
<i>CRPE ELIA (2009)- Control cell</i>	35,5	36,5	+2,8	37,3	+5,1	quasi uguali
<i>CRPE ELIA (2009)- Bioreactor cell</i>	36,7	29,8	-18,8	37,4	+1,9	<i>pretreatment</i>
<i>CRPE ELIA (2009)- PTB1 cell</i>	21,3	11,0	-48,4	12,3	-42,3	<i>pretreatment</i>
<i>CRPE ELIA (2009)- PTB2 cell</i>	16,0	16,2	+1,3	15,9	-0,6	quasi uguali
<i>LTHE Grenoble (2009) - Cyclade 1</i>	21,4	17,7	-17,3	23,7	+10,7	<i>pretreatment</i>
<i>LTHE Grenoble (2012) – Test 1G</i>	30,5	31,8	+4,3	32,1	+5,2	quasi uguali
<i>ICEA Padova (2012) – Test 1P</i>	42,8	43,7	+2,1	52,3	+22,2	<i>biogas</i>

$$ERRORE(\%)^1 = \left(\frac{\varepsilon_{observed} - \varepsilon_{modelled(biogas)}}{\varepsilon_{observed}} \right) \times 100; \quad ERRORE(\%)^2 = \left(\frac{\varepsilon_{observed} - \varepsilon_{modelled(pretreatment)}}{\varepsilon_{observed}} \right) \times 100$$

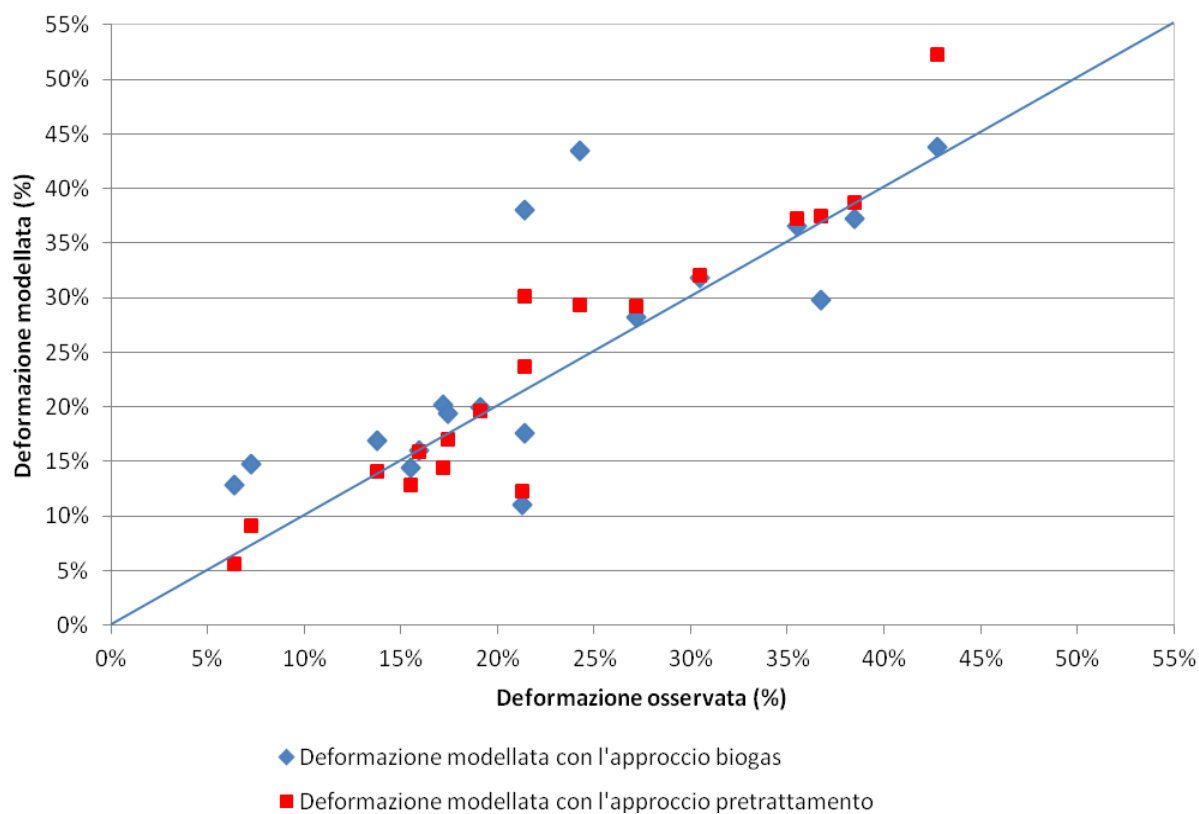


Fig. V-29. Comparazione tra i valori delle deformazioni modellate tramite i due approcci ed i valori di deformazione effettivamente osservati.

Tab. V-43. Comparazione finale tra i due diversi approcci.

Errore di precisione del modello che utilizza il $c_{pretreatment}$	Casi analizzati	Precisione del modello che utilizza il $c_{pretreatment}$ rispetto al modello che utilizza il c_{biogas}	Casi analizzati
< 10%	9/18	Precisione migliore	10/18
10% – 20%	4/18	Quasi uguale	5/18
> 20%	5/18	Precisione peggiore	3/18

CAPITOLO VI. PROVE DI LABORATORIO SU REATTORI A PICCOLA SCALA

RIASSUNTO: Le metodologie adottate nell'ambito della ricerca sperimentale vengono illustrate in dettaglio in questo capitolo. Per ottenere una gamma completa di dati rappresentativi, sono state condotte delle indagini sperimentali sul comportamento di due tipi di rifiuto soggetti a compressione, utilizzando, in parallelo, due apparecchiature edometriche. I test sono stati eseguiti presso il laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale dell'Università di Padova e presso il laboratorio LTHE dell'Università di Grenoble. I seguenti test sono stati condotti allo scopo di caratterizzare, da un punto di vista chimico-fisico, il rifiuto considerato, per poi testarne il comportamento geotecnico e la stabilità biologica.

Il materiale utilizzato è un rifiuto solido urbano proveniente dall'impianto di Legnago (VR), ottenuto sia da rifiuti tal quali, sia da un pretrattamento bio-meccanico. L'RSU originario (tal quale), è stato sottoposto a prove di compressione su un reattore presente all'Università di Padova, per un periodo di 180 giorni, ricevendo, settimanalmente, una determinata quantità entrante di percolato, al fine di migliorarne le condizioni di degradabilità. Parallelamente, l'RSU pretrattato bio-meccanicamente è stato sottoposto a prove di compressione su un reattore presente all'Università di Grenoble, per un periodo di 77 giorni, senza alcuna iniezione di liquido. Tale sperimentazione ha consentito di mettere in luce la dipendenza dei parametri bio-meccanici in funzione dello stato iniziale del rifiuto.

ABSTRACT: *The procedures used in this experimental research are discussed in detail in this section. In order to obtain a complete range of representative data on the behaviour of two types of waste subjected to compression, experimental investigations were conducted using, in parallel, two oedometric apparatus. These experiments were carried out at the laboratory of Environmental Engineering of the University of Padua and at the LTHE laboratory of the University of Grenoble. The following tests were carried out in order to characterize the considered waste, from a physical-chemical point of view, and then to test its geotechnical behaviour and biological stability.*

The used material is a municipal solid waste (MSW) coming from the Legnago landfill (VR, Italy), obtained from both an original unaltered waste and a bio-mechanical pretreated waste. The original MSW was subjected to compression tests on a reactor present at the University of Padua, for a period of 180 days, receiving weekly a predetermined amount of incoming leachate, in order to improve the conditions of degradability. In parallel, the bio-mechanically pretreated MSW was subjected to compression tests on a reactor present at the University of Grenoble, for a period of 77 days, without any liquid injection. These tests have allowed to highlight the dependence of bio-mechanical parameters on the initial state of the waste.

1. PROVE DI LABORATORIO CONDOTTE IN PARALLELO

Il test eseguito a Padova è stato nominato *Test IP*, mentre quello eseguito a Grenoble, è stato nominato *Test IG*. La “storia” del rifiuto è iniziata il 1° marzo 2012, quando è stato conferito in discarica (Fig. VI-1). Parte del rifiuto tal quale, è stata conservata e stabilizzata, sotto condizioni controllate, mentre un'altra parte ha subito una serie di pretrattamenti bio-meccanici. Il 18 aprile, i due rifiuti sono stati trasportati al Dipartimento ICEA dell'Università di Padova, e sottoposti ad analisi di laboratorio, in seguito descritte. Il 3 maggio è iniziato il *Test IP*, ed è proseguito sino al 30 ottobre. Contemporaneamente, il rifiuto pretrattato ha subito una fase di stabilizzazione, in condizioni controllate, dapprima a Padova, dal 3 al 25 maggio, e poi al Laboratorio LTHE di Grenoble, dal 25 maggio al 24 luglio. Il 24 luglio è iniziato il *Test IG*, ed è proseguito sino all'8 ottobre 2012.

1.1 Descrizione del materiale utilizzato

Il RSU proviene dall'impianto di Legnago (VR). Per il *Test IP* è stato utilizzato il rifiuto originario, la cui composizione è riportata in Tab. VI-1 ed in Fig. VI-2a. Per il *Test IG*, invece, è stato utilizzato lo stesso rifiuto, a partire dalle medesime componenti, ma pretrattato bio-meccanicamente. Tale pretrattamento consiste in una vagliatura al diametro 100 mm e successivamente 60 mm; il bio-stabilizzato finale è ricavato dal sottovaglio dopo un trattamento di 2–3 settimane in bio-tunnel, rivoltati con aerazione forzata, ed un post-trattamento in cumuli rivoltati per 3–4 settimane. La composizione finale di questo rifiuto pretrattato, dopo analisi merceologica, è riportata in Tab. VI-2 ed in Fig. VI-2b.

Tab. VI-1. Composizione merceologica del rifiuto originario, usato per il *Test IP*.

Frazioni organiche $f_{i,bio}$		Altre frazioni	
Passante al $D=20$ mm	7,9%	Plastica	19,9%
Contenuto putrescibile	18,1%	Vetro	7,1%
Carta e cartoni	16,6%	Metalli	2,2%
Tessili	5,8%	Inerti	6,0%
Vegetali	7,5%		
Legno	8,9%		
	64,8%		35,2%

Tab. VI-2. Composizione merceologica del rifiuto a fine trattamento, usato per il *Test IG*.

Frazioni organiche $f_{i,bio}$		Altre frazioni	
Passante al $D=20$ mm	54,9%	Plastica	18,0%
Contenuto putrescibile	2,0%	Vetro	1,0%
Carta e cartoni	13,1%	Metalli	0,2%
Tessili	1,6%	Inerti	4,1%
Vegetali	3,1%		
Legno	2,0%		
	76,7%		23,3%

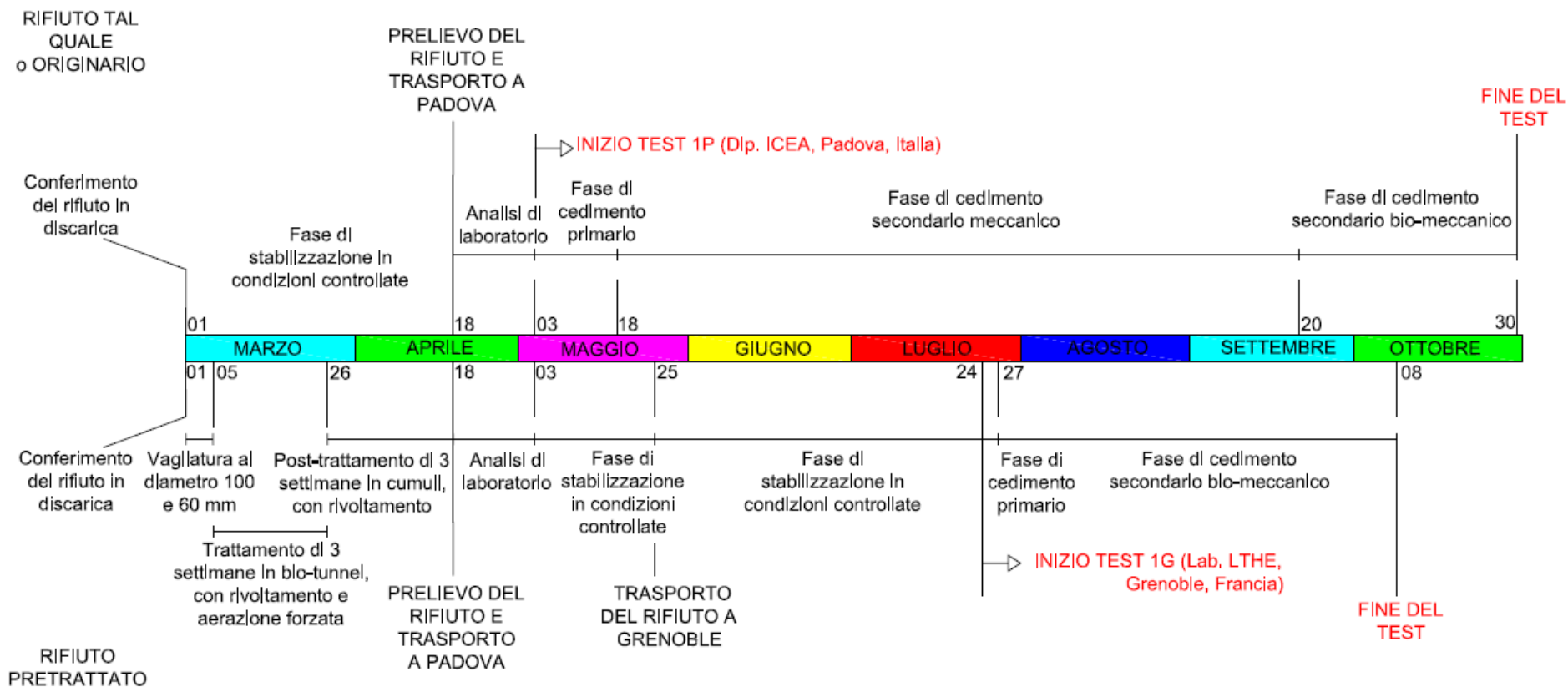


Fig. VI-1. Cronistoria delle operazioni effettuate sui due rifiuti e dei test svolti.

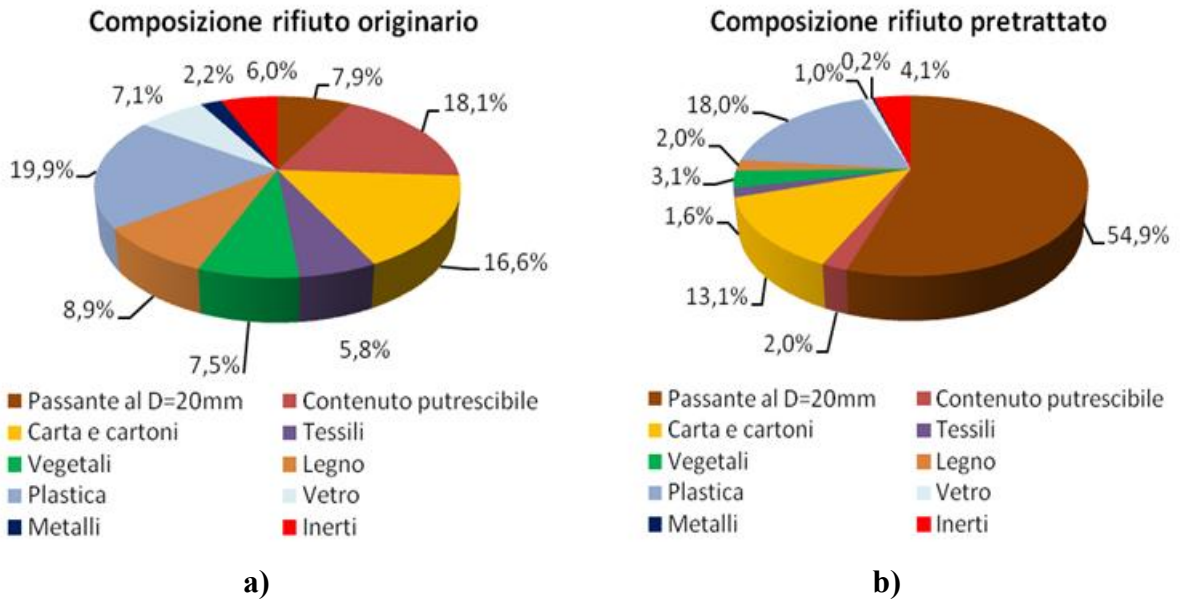


Fig. VI-2. Grafici rappresentanti la composizione merceologica del rifiuto a) originario e b) pretrattato bio-meccanicamente.

1.2 Analisi effettuate

Per questi rifiuti sono state effettuate le seguenti analisi di tipo fisico, chimico ed idraulico:

- analisi granulometrica;
- contenuto d'acqua gravimetrico iniziale;
- misure di densità umida e secca del rifiuto, senza compattazione;
- misura della capacità di campo e di densità a saturazione;
- quantificazione dei metalli pesanti (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) nel rifiuto;
- prova di compressione in cella edometrica di grandi dimensioni.

Vengono, di seguito, descritte in dettaglio le modalità di esecuzione delle analisi.

1.2.1 Analisi granulometrica

L'analisi granulometrica è servita ad accertare le dimensioni dei granuli costituenti il rifiuto originario e pretrattato, e le percentuali in peso relative a ciascuna frazione granulometrica.

La separazione nelle diverse frazioni granulometriche è stata effettuata normalmente tramite vagli o setacci, con maglie dalle dimensioni variabili tra 1 e 200 mm (Fig. VI-3). La prova è stata effettuata su campioni che hanno rispettato, secondo la normativa, precisi rapporti tra il quantitativo minimo da vagliare e la dimensione dei grani più grossi presenti in percentuale maggiore del 10%. Ciò ha comportato campionamenti per questo materiale di entità tra 4 ed 6 kg. Una volta selezionato e pesato il campione rappresentativo, esso è stato setacciato tramite l'utilizzo di vagli a maglie sempre più ristrette. Dopo aver scosso manualmente i singoli vagli, operando per circa un minuto, si è registrata la quantità di rifiuto passante ogni setaccio e, per differenza dalla massa iniziale, la quantità di materiale trattenuto.

I risultati di questa analisi sono rappresentati in Tab. VI-3, in Fig. VI-4a, mediante grafico percentuale passante–diametro vagli e in Fig. VI-4b, mediante grafico semilogaritmico, in cui, in ascissa sono rappresentati i logaritmi dei diametri e in ordinata la percentuale in massa delle particelle aventi diametro inferiore a quello dell’ascissa corrispondente.

Le caratteristiche granulometriche di ciascun campione sono state espresse attraverso valori numerici rappresentativi del grado di uniformità e della frazione dominante, utilizzando il criterio di Hazen (1892), ovvero:

- D_{10} , il diametro efficace, corrispondente alla percentuale di passante del 10% nel diagramma granulometrico;
- D_{60} , il diametro corrispondente alla percentuale di passante del 60% nel diagramma granulometrico;
- U , il coefficiente di uniformità, pari a D_{60}/D_{10} .

I valori di questi tre parametri sono riportati in Tab. VI-4.

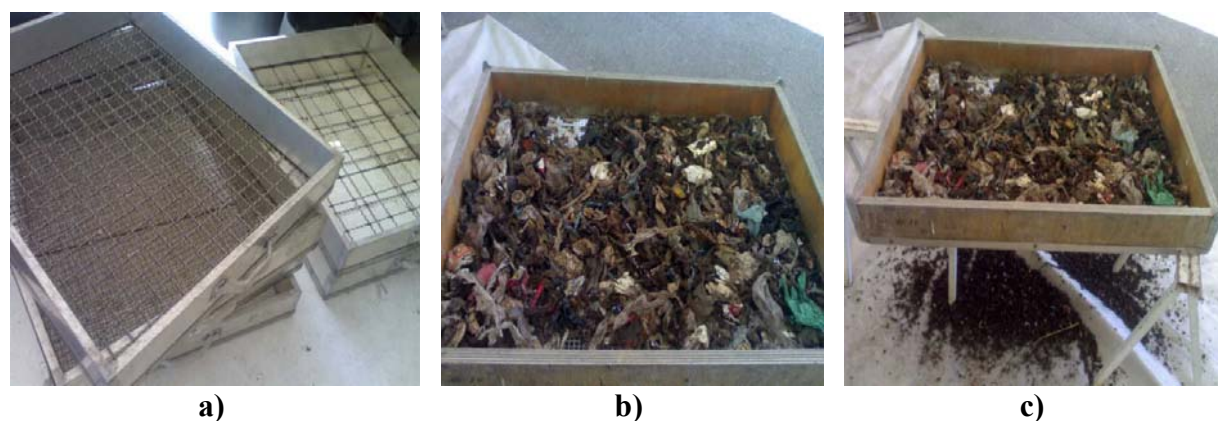


Fig. VI-3. a) vagli con maglie di diverse dimensioni, usati per l’analisi granulometrica; b) posizionamento del rifiuto nel vaglio desiderato; c) materiale passante e trattenuto dal vaglio.

Tab. VI-3. Percentuale di passante ai diversi diametri, per i due rifiuti considerati.

Diametro setaccio	200 mm	100 mm	80 mm	60 mm	40 mm
% passante per il rifiuto originario, usato nel <i>Test IP</i>	100,0	99,7	94,3	55,8	23,4
% passante per il rifiuto pretrattato, usato nel <i>Test IG</i>	100,0	100,0	99,9	95,5	84,0
Diametro setaccio	20 mm	10 mm	5 mm	2 mm	1 mm
% passante per il rifiuto originario, usato nel <i>Test IP</i>	7,9	2,1	0,4	0,2	0,1
% passante per il rifiuto pretrattato, usato nel <i>Test IG</i>	54,9	24,2	14,7	7,3	3,0

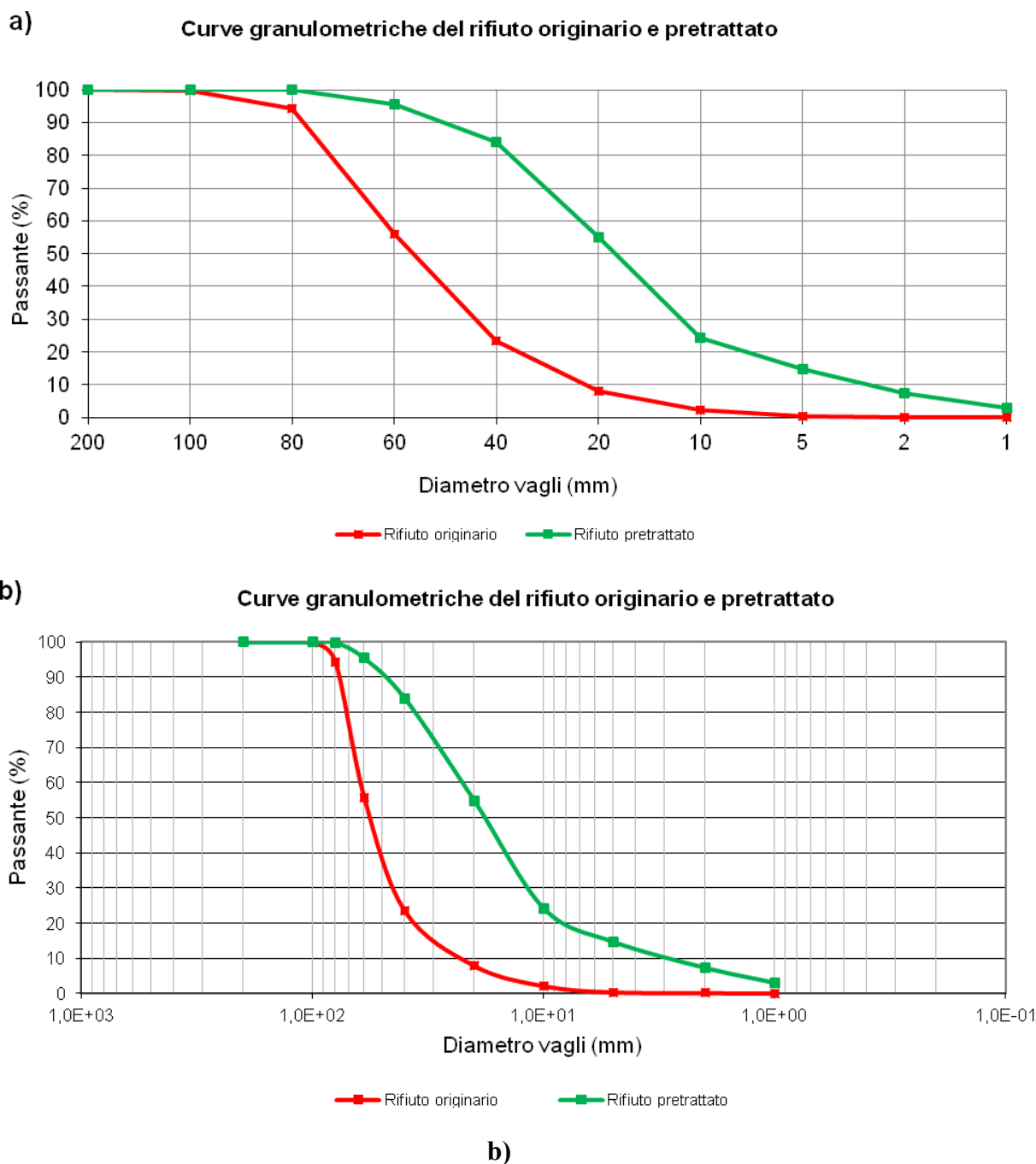


Fig. VI-4. a) curva granulometrica per i due rifiuti nel grafico passante (%) – diametro vagli (mm); **b)** curva granulometrica per i due rifiuti nel grafico semilogaritmico passante (%) – log diametro vagli (mm).

Tab. VI-4. Valori numerici rappresentativi del grado di uniformità e della frazione dominante, utilizzando il criterio di Hazen.

Valori rappresentativi	Rifiuto originario, usato nel <i>Test IP</i>	Rifiuto pretrattato, usato nel <i>Test IG</i>
D_{10}	20 mm	2 mm
D_{60}	60 mm	20 mm
D_{60}/D_{10}	3	10

1.2.2 Contenuto d'acqua gravimetrico iniziale

Il calcolo del contenuto d'acqua gravimetrico iniziale, è stato svolto su campioni di rifiuto originario e pretrattato, triturati mediante apposita apparecchiatura, in modo da ottenere piccoli campioni di circa 15–25 grammi. La prova ha previsto, successivamente, l'essiccazione del materiale in una stufa termostatica a 80°C, al posto dei 105°C solitamente designati per i terreni, allo scopo di evitare la combustione del materiale volatile (Stoltz et al., 2010). Il campione è stato tenuto in forno per circa 72 ore ed il successivo raffreddamento è avvenuto in un apposito essiccatore, per evitare che questo possa assorbire parte dell'umidità presente nell'aria.

La prova è stata effettuata su quattro campioni di rifiuto originario e su quattro campioni di rifiuto pretrattato (Fig. VI-5); i risultati ottenuti sono stati mediati aritmeticamente, come mostrato in Tab. VI-5. Dalla massa netta umida (m_h) e secca (m_d), è possibile ricavare i valori del contenuto d'acqua gravimetrico iniziale, secondo le seguenti relazioni:

$$m_w = m_h - m_d \quad w_0 (\%) = \frac{m_w}{m_d} \times 100$$

Tab. VI-5. Valori relativi a contenuto d'acqua gravimetrico iniziale (%).

Campione di rifiuto	Massa umida iniziale (m_h) (grammi)	Massa secca a 80°C (m_d) (grammi)	Massa d'acqua (m_w) (grammi)	Contenuto d'acqua (w_0) (%)
<i>Rifiuto originario</i>				<i>media</i>
C1	14,759	11,344	3,415	30,1
C2	15,090	11,768	3,322	28,2
C3	16,135	13,068	3,067	23,5
C4	15,323	12,350	2,882	23,3
<i>Rifiuto pretrattato</i>				<i>media</i>
C1	14,120	9,738	4,382	45,0
C2	14,620	10,245	4,375	42,7
C3	19,401	13,615	5,786	42,5
C4	18,238	12,772	5,466	42,8
				26,3
				43,2

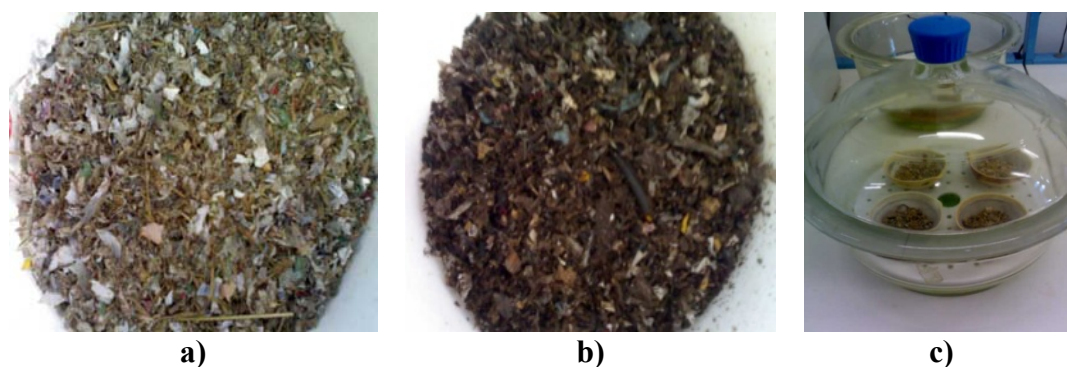


Fig. VI-5. a) campione di rifiuto originario triturato; b) campione di rifiuto pretrattato triturato; c) campioni in essiccatore.

1.2.3 Densità umida e densità secca del rifiuto, senza compattazione

Una volta determinata la massa del campione umido, allo stato iniziale, tale campione viene inserito in un contenitore graduato, per poterne determinarne il volume occupato, senza alcun tipo di compattazione, e così, tramite rapporto tra massa e volume, stabilire il valore di densità umida.

Per la densità secca, è stato ripetuto il suddetto procedimento, utilizzando il campione essiccato a 80°C nella stufa. I valori di densità sono riportati in Tab. VI-6.

Tab. VI-6. Valori di densità umida e secca ottenuti per le due tipologie di rifiuto.

Tipo di rifiuto	Densità umida (ρ_h)	Densità secca (ρ_d)
rifiuto originario, usato nel <i>Test IP</i>	0,065 t/m ³	0,039 t/m ³
rifiuto pretrattato, usato nel <i>Test IG</i>	0,310 t/m ³	0,157 t/m ³

1.2.4 Capacità di campo e densità a saturazione

Per la misura della capacità di campo, i campioni di rifiuto, inizialmente essiccati a 80°C in stufa per 72 ore, sono stati sistemati su un imbuto coperto da carta da filtro. Successivamente, sono stati completamente sommersi d'acqua, coperti con un film per evitarne l'evaporazione, e lasciati drenare a gravità per circa 72 ore. L'espressione della capacità di campo è data, in percentuale, dividendo la quantità d'acqua trattenuta dallo strato di materiale ($m_{sat} - m_d$) sulla massa secca (m_d), secondo la seguente espressione:

$$FC(\%) = \frac{m_{sat} - m_d}{m_d} \times 100 = \frac{m_{w,sat}}{m_d} \times 100$$

in cui $m_{w,sat}$ = massa d'acqua d'umidificazione, registrata alla completa saturazione del materiale. I risultati sono riportati in Tab. VI-7. In maniera analoga al metodo descritto in paragrafo 1.2.3, viene determinata la densità a saturazione, pari a 0,256 t/m³ per il rifiuto originario, e a 0,355 t/m³ per il rifiuto pretrattato.

Tab. VI-7. Valori ottenuti relativi alla capacità di campo (%), per i due rifiuti considerati.

Campione di rifiuto	Massa secca a 80°C (m_d) (grammi)	Massa dopo saturazione (m_{sat}) (grammi)	Massa d'acqua d'umidificazione ($m_{w,sat}$) (grammi)	Capacità di campo (FC) (%)
<i>Rifiuto originario</i>				<i>media</i>
C1	11,344	29,528	18,184	160,3
C2	11,768	29,985	18,219	154,8
C3	13,068	34,356	21,288	162,9
C4	12,350	31,987	19,637	159,0
<i>Rifiuto pretrattato</i>				<i>media</i>
C1	9,738	14,471	4,733	48,6
C2	10,245	15,378	5,133	50,1
C3	13,615	21,062	7,447	54,7
C4	12,772	20,001	7,229	56,6
				52,5

Come è possibile notare dai risultati presentati in Tab. VI-7, il rifiuto originario ha una maggiore capacità di trattenere la quantità d'acqua d'umidificazione, dato il basso valore di contenuto d'acqua gravimetrico iniziale (26,3%). Inoltre, questo rifiuto, non avendo subito alcun tipo di pretrattamento iniziale, presenta un volume maggiore di macropori, rispetto al rifiuto pretrattato finemente, all'interno dei quali l'acqua d'umidificazione viene trattenuta. Il rifiuto pretrattato, invece, essendo di base più umido, con un contenuto d'acqua gravimetrico iniziale di 43,2%, ed avendo elementi costitutivi più fini, presenta dei valori di capacità di campo decisamente inferiori rispetto al precedente (52,5%, in media).

1.2.5 Quantificazione dei metalli pesanti nel rifiuto pretrattato e test di cessione

La quantificazione dei metalli presenti nel rifiuto pretrattato ed i test di cessione, sono stati effettuati presso un accreditato laboratorio chimico. I risultati sono riportati in Tab. VI-8a e VI-8b.

Tab. VI-8a. Quantità di metalli presenti nel rifiuto pretrattato.

Metallo	Quantità	Metallo	Quantità
antimonio	< 3 mg/kg	cromo VI	< 2 mg/kg
arsenico	< 3 mg/kg	mercurio	0,6 mg/kg
cadmio	0,7 mg/kg	nichel	35,0 mg/kg
cromo totale	37,0 mg/kg	piombo	150,0 mg/kg

Tab. VI-8b. Valori ottenuti tramite test di cessione secondo DM 27/09/2010.

Metallo	Quantità	Metallo	Quantità
antimonio	0,0271 mg/l	nichel	0,43 mg/l
arsenico	0,019 mg/l	piombo	0,572 mg/l
bario	1,2 mg/l	selenio	0,002 mg/l
cadmio	0,0017 mg/l	zinco	2,36 mg/l
cromo totale	0,09 mg/l	cloruri	520 mg/l
rame	0,902 mg/l	fluoruri	< 1 mg/l
mercurio	0,0004 mg/l	solfati	280 mg/l
molibdeno	0,06 mg/l	DOC	1450 mg/l

2. PRIMA PROVA DI COMPRESSIONE A LUNGO TERMINE (*TEST 1P*)

2.1 Descrizione del reattore

La cella di prova, o reattore, è costituita da un cilindro d'acciaio inossidabile, dello spessore di 8 mm, e con diametro interno di 25,4 cm. Il fondo della cella presenta un basamento un po' più largo del corpo centrale, con diametro di 28,0 cm. L'altezza totale esterna della cella è di 42,5 cm, mentre internamente l'altezza disponibile per accogliere il materiale di rifiuto, ad esclusione dello spessore costituito dal tappo, è di 39,0 cm. Di conseguenza, l'area che ne risulta è pari a 0,0567 m², mentre la volumetria disponibile è di 0,02211 m³. La cella dispone di cinque uscite, munite di rubinetto, di cui una sul fondo, e quattro sulla parete laterale, alla distanza di 8 cm l'una dall'altra. La disposizione dell'uscita sul fondo è adatta per raccogliere il percolato prodotto, mentre le quattro uscite sulle pareti sono predisposte o per captare il biogas, ai diversi livelli di altezza del rifiuto, oppure per iniettare, o far ricircolare, il percolato. La Fig. VI-6 presenta uno schema ed una immagine del reattore utilizzato.

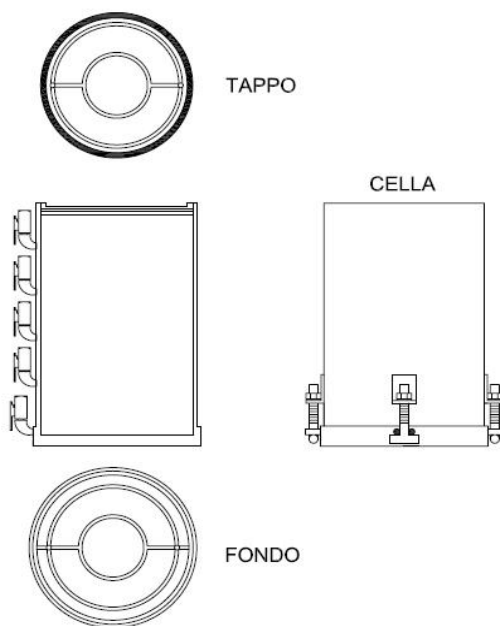


Fig. VI-6. Schema e immagine del reattore utilizzato per il test sul rifiuto originario.

2.2 Descrizione dell'apparecchiatura

L'apparecchiatura utilizzata per questo primo test è una pressa meccanica, in grado di trasferire il carico applicato sul rifiuto contenuto all'interno della cella. Il carico è applicato tramite un sistema di pesi, di massa variabile, posizionati sul fondo dell'apparecchiatura. Esso viene trasferito, tramite l'ausilio di una traversa e di una sferetta in acciaio (quest'ultima usata per equalizzare eventuali spostamenti accidentali che l'apparecchiatura può subire), ad un pezzo speciale di forma cilindrica, collocato alla sommità del tappo di chiusura del reattore (Fig. VI-7).

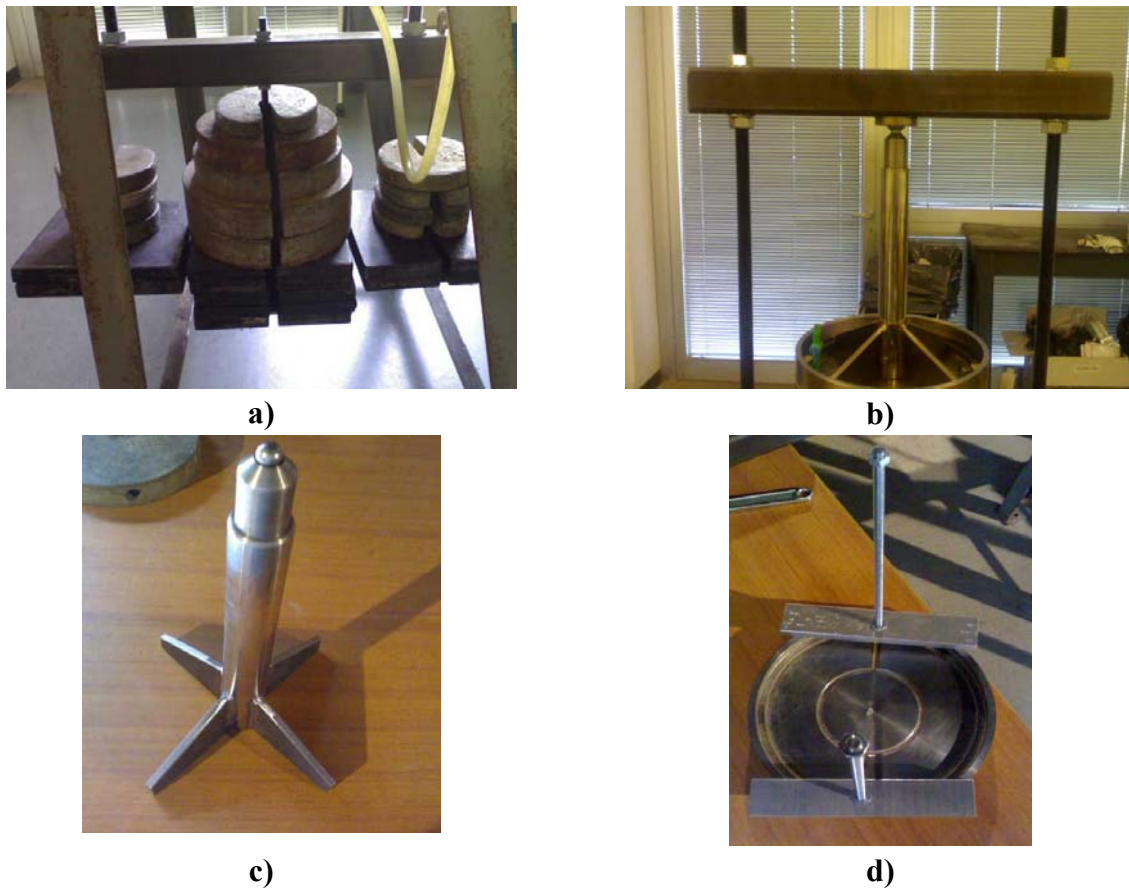


Fig. VI-7. Particolari. **a)** sistema di pesi collocati sul fondo dell'apparecchiatura; **b)** traversa e sferetta in acciaio; **c)** pezzo speciale cilindrico di trasmissione del carico; **d)** tappo di chiusura della cella.

2.3 Modalità di esecuzione del test

A partire dal fondo della cella, prima del collocamento del rifiuto, è stato posizionato un geotessuto, seguito da uno strato drenante in ghiaio fino, con dimensione massima delle particelle di 1,5 cm, a sua volta coperto da un altro geotessuto. Anche le pareti interne alla cella, a loro volta, sono state munite di apposito geotessuto, in modo tale da evitare l'accumulo di particelle fini in corrispondenza delle quattro uscite laterali, ed il loro conseguente intasamento.

Nella fase di avviamento del test, 4 kg di rifiuto originario sono stati introdotti all'interno della cella d'acciaio. Il rifiuto è stato sminuzzato meccanicamente, in modo tale da ottenere particelle di lunghezza non superiore ai 7 cm, allo scopo di non avere elementi troppo ingombranti, in un reattore di piccola volumetria. Durante la fase di posa, il rifiuto è stato compattato meccanicamente, in modo da ottenere una densità di compattazione di $0,200 \text{ t/m}^3$. Un altro strato di geotessuto è stato collocato alla sommità del rifiuto, seguito dal posizionamento del tappo della cella, dotato di un *o-ring*, ed opportunamente ingrassato per evitare l'origine di attrito da scorrimento sulle pareti.

Le principali caratteristiche del reattore, del rifiuto utilizzato e della prova, sono riportate in Tab. VI-9.

Tab. VI-9. Principali caratteristiche del reattore, del rifiuto utilizzato e della prova.

<i>Caratteristiche principali del reattore</i>		
Altezza iniziale del rifiuto	h_0	0,365 m
Area cella	A	0,0567 m ²
Volume iniziale occupato dal rifiuto nella cella	V_t	0,0207 m ³
Massa umida iniziale del rifiuto nel reattore	m_h	4,000 kg
Massa secca iniziale del rifiuto nel reattore	m_d	3,167 kg
Massa d'acqua del rifiuto nel reattore	m_w	0,833 kg
Densità umida dopo compattazione	$\rho_{h,comp}$	0,200 t/m ³
<i>Caratteristiche principali del rifiuto</i>		
Tipologia di rifiuto	Rifiuto originario tal quale, proveniente dall'impianto di Legnago (VR)	
Contenuto d'acqua gravimetrico iniziale	w_0	26,30%
Capacità di campo	FC	159,30%
Densità umida iniziale, senza compattazione	ρ_h	0,065 t/m ³
Densità secca iniziale, senza compattazione	ρ_d	0,039 t/m ³
Densità a saturazione iniziale, senza compattazione	ρ_{sat}	0,256 t/m ³
<i>Caratteristiche principali del test</i>		
Carico massimo	–	40 kPa
Iniezione di liquido	–	1 litro/settimana
Durata del test	–	6 mesi (180 giorni)

Dei pesi di massa variabile vengono collocati nell'apposita sede dell'apparecchiatura, situata sul fondo. Conoscendo la forza prodotta dall'applicazione di questi pesi ($F=mg$), e l'area della cella, è possibile ottenere il carico totale che viene trasferito in sommità del reattore.

Il percorso di carico è avvenuto secondo una successione di fasi di carico, scarico e ricarico, fino a raggiungere un massimo di 40 kPa, ovvero ad una pressione che, mediamente, un rifiuto subisce a 4 metri di profondità. Questo livello di carico è stato, successivamente, mantenuto costante, durante la prova a lungo termine. Nel tempo, sotto tale carico costante, è stato possibile registrare i cedimenti che il rifiuto subisce sotto compressione.

Allo scopo di determinare, tra i cedimenti secondari prodotti, la componente meccanica e la componente biologica, dovuta alla degradazione della sostanza organica, si è cercato di migliorare le condizioni di degradazione, tramite l'aggiunta di 1 litro di liquido a settimana, dall'alto della cella. Inizialmente, si è utilizzato acqua distillata; dopo circa tre settimane, avendo a disposizione dei quantitativi di percolato prodotti dal rifiuto sotto compressione, è stato usato questo come fluido d'iniezione. Il quantitativo di 1 litro/settimana di fluido, è stato usato per simulare:

- l'infiltrazione delle precipitazioni sul corpo dei rifiuti, se non provvisti di copertura definitiva, qualora la cella considerata rappresenti un elemento di rifiuto sommitale, in discarica (in tal caso, essendo la superficie della cella di 0,0567 m², e supponendo un coefficiente di infiltrazione del 25% (Ehrig, 1983), viene simulata un'infiltrazione di circa 2,5 mm/giorno);
- la percolazione del fluido proveniente dagli altri strati soprastanti, qualora la cella considerata rappresenti un elemento di rifiuto interno, in discarica (nelle ipotesi in cui si tratti di una discarica-bioreattore, visto che il percolato viene continuamente iniettato dall'inizio alla fine della prova).

Durante la fase di decomposizione, la materia organica viene trasformata in percolato e biogas. Per poter raccogliere il biogas prodotto, tre delle quattro uscite, collocate sulla parete verticale della cella, sono state munite di opportune sacche Tedlar®.

La Fig. VI-8 rappresenta lo schema operativo adottato per questo test.

La Fig. VI-9 e la Fig. VI-10, invece, presentano, rispettivamente, la configurazione iniziale e finale dell'apparecchiatura, prima e dopo il test sul materiale di rifiuto contenuto all'interno del reattore.

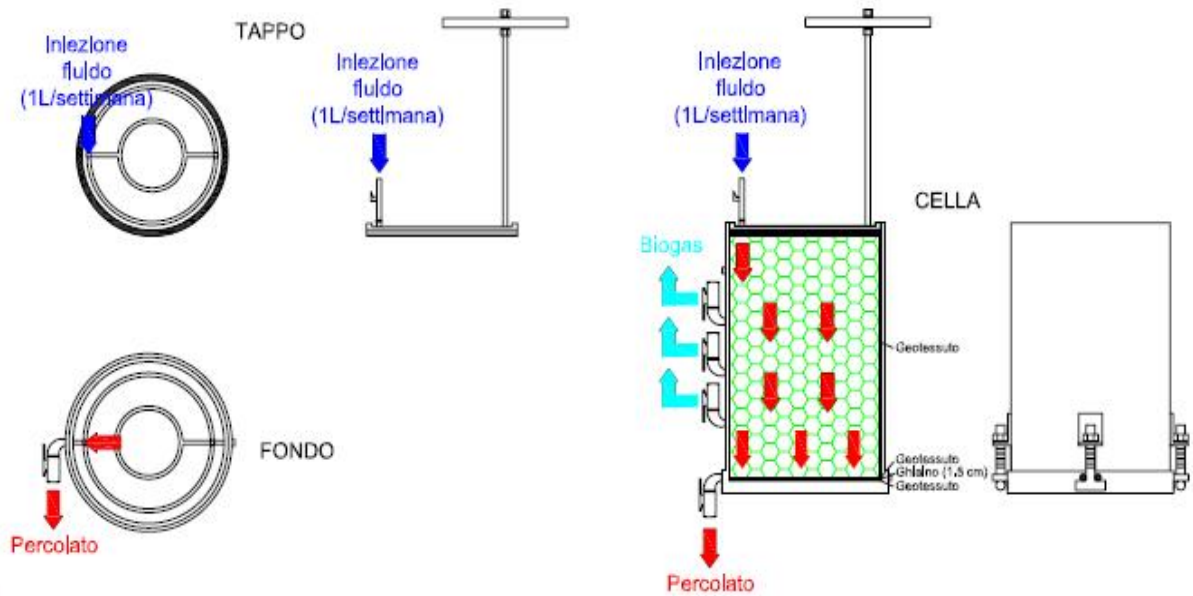


Fig. VI-8. Rappresentazione dello schema operativo adottato per il *Test IP*.

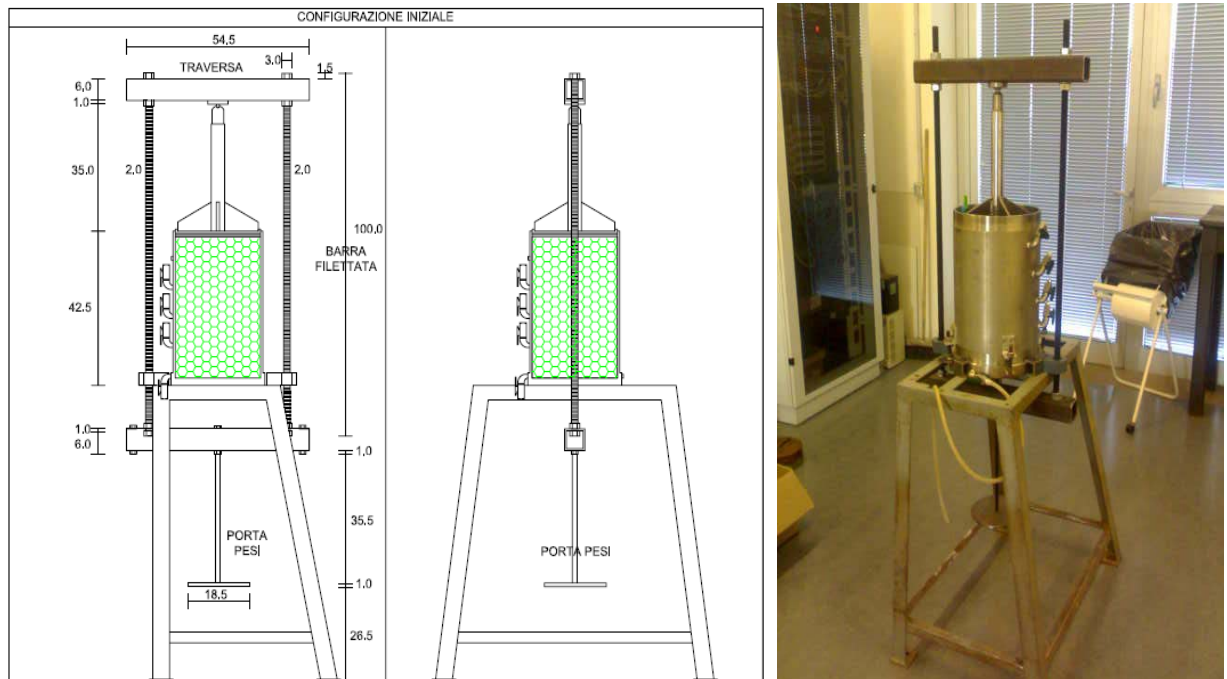


Fig. VI-9. Schematizzazione della configurazione iniziale dell'apparecchiatura e del test sul rifiuto originario (le misure sono espresse in cm), ed immagine relativa.

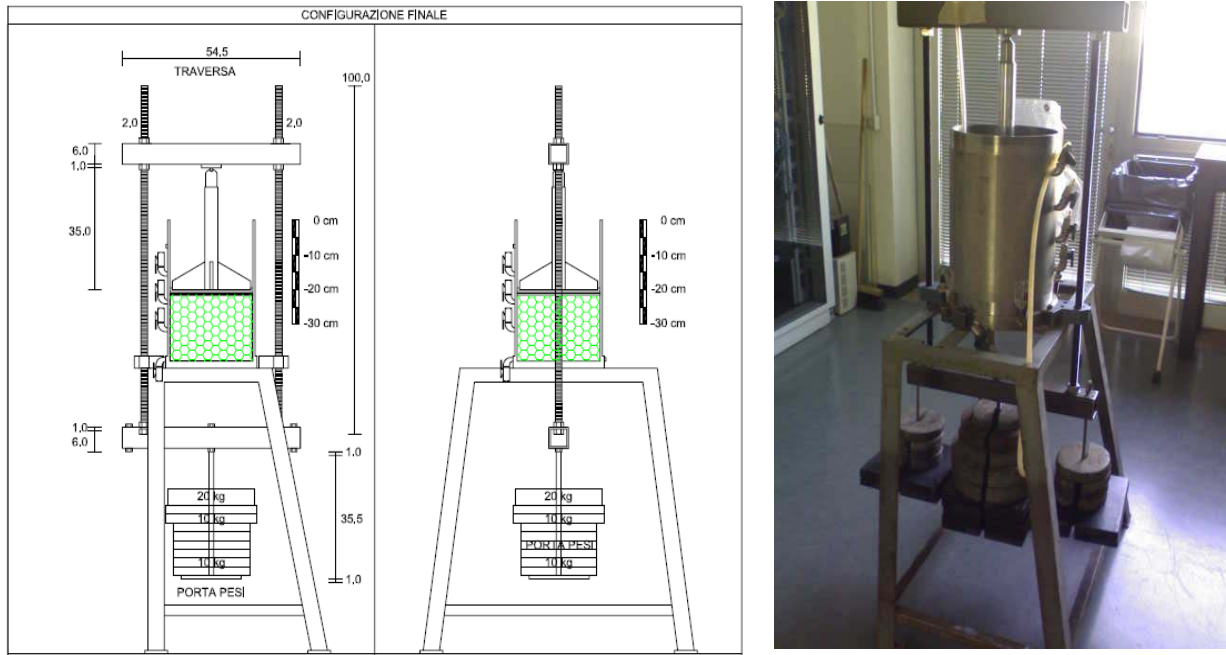


Fig. VI-10. Schematizzazione della configurazione finale dell'apparecchiatura e del test sul rifiuto originario (le misure sono espresse in cm), ed immagine relativa.

2.4 Test di compressione edometrica con cicli di carico, scarico e ricarico

Il percorso di carico è avvenuto secondo una successione di fasi di carico, scarico e ricarico, fino a raggiungere un massimo di 40 kPa. Questo livello di carico è stato, successivamente, mantenuto costante, durante la prova a lungo termine. Nel tempo, sotto questi diversi gradini di carico, è stato possibile registrare i cedimenti che il rifiuto ha subito sotto compressione, ed una serie di altri parametri, quali:

- la deformazione cumulata nel tempo (ε);
- il rapporto di compressione (RC);
- il rapporto di scarico (RS);
- il rapporto di ricomprensione (RR);
- il coefficiente di compressione (m_v);
- il modulo edometrico (E_{edom});
- il coefficiente di consolidazione (c_v);
- il coefficiente di consolidazione secondaria modificato ($C_{\alpha\varepsilon}$).

I rapporti di compressione, scarico, ricomprensione, sono calcolati rispettivamente nel tratto normal-consolidazione, scarico e ricarico, con la seguente equazione:

$$RC, RS, RR = \Delta\varepsilon / \Delta \log \sigma'_v$$

in cui $\Delta\varepsilon$ = differenza nella deformazione relativa del provino tra due gradini di carico in esame (%) e σ'_v = tensione verticale in essi applicata (kPa). Il coefficiente di compressione m_v (kPa^{-1}) ed il modulo edometrico E_{edom} (kPa) sono stati calcolati con la seguente relazione:

$$m_v = 1/E_{edom} = \Delta\varepsilon / \Delta \sigma'_v$$

Il coefficiente di consolidazione secondaria modificato $C_{\alpha\varepsilon}$ è calcolato attraverso la pendenza della retta interpolante la curva deformazione-tempo con la seguente relazione:

$$C_{\alpha\varepsilon} = \Delta\varepsilon / \Delta \log t$$

in cui ε e t sono la deformazione ed il tempo di due rilevazioni successive.

I parametri descritti sono calcolati per ogni gradino di carico e vengono riportati in Tab. VI-10. Questi valori sono visualizzati in grafici in funzione della tensione verticale, in scala normale o semilogaritmica (Fig. VI-11 e Fig. VI-12).

Tab. VI-10. Principali parametri geotecnici determinati durante il test.

step	stress σ'_v (kPa)	cedimento Δh (cm)	cedimento cumulato Δh (cm)	deformazione cumulata ε (%)	rapporto compr. RC (-)	rapporto scarico RS (-)	rapporto ricompr. RR (-)	coeff. compr. m_v (kPa ⁻¹)	modulo edometrico E_{edom} (kPa)
Istantaneo									
	0*	0,40	0,40	1,10	Supposto agire immediatamente in pochi minuti				
Primario									
1	1	0,08	0,48	1,32	-	-	-	-	-
2	5	1,63	2,11	5,78	0,064	-	-	0,011	89,69
3	1	0,00	2,11	5,78	-	0,000	-	-	-
4	5	0,40	2,51	6,88	-	-	0,016	0,003	363,6
5	10	2,56	5,07	13,89	0,233	-	-	0,014	71,3
6	5	-0,05	5,02	13,75	-	0,005	-	-	-
7	10	0,55	5,57	15,26	-	-	0,050	0,003	331,1
8	20	2,70	8,27	22,66	0,266	-	-	0,007	135,1
9	10	-0,13	8,14	22,30	-	0,012	-	-	-
10	20	1,51	9,65	26,44	-	-	0,138	0,004	241,5
11	40	3,24	12,89	35,31	0,295	-	-	0,004	225,5
12	20	-0,14	12,75	34,93	-	0,013	-	-	-
13	40	0,19	12,94	35,45	-	-	0,017	0,000	3846,2
<i>Coefficiente primario $C' = 0,219$</i>									
Secondario									
14	40	2,54	15,61	42,77	Carico costante di 40 kPa				
<i>Coefficiente secondario meccanico $C_{\alpha \varepsilon M} = 0,058$</i>									
<i>Coefficiente secondario biologico $C_{\alpha \varepsilon B} = 0,032$</i>									

* in questo caso, viene considerata la sola azione del peso proprio del pistone (0 kPa è riferito all'assenza di ulteriore sovraccarico).

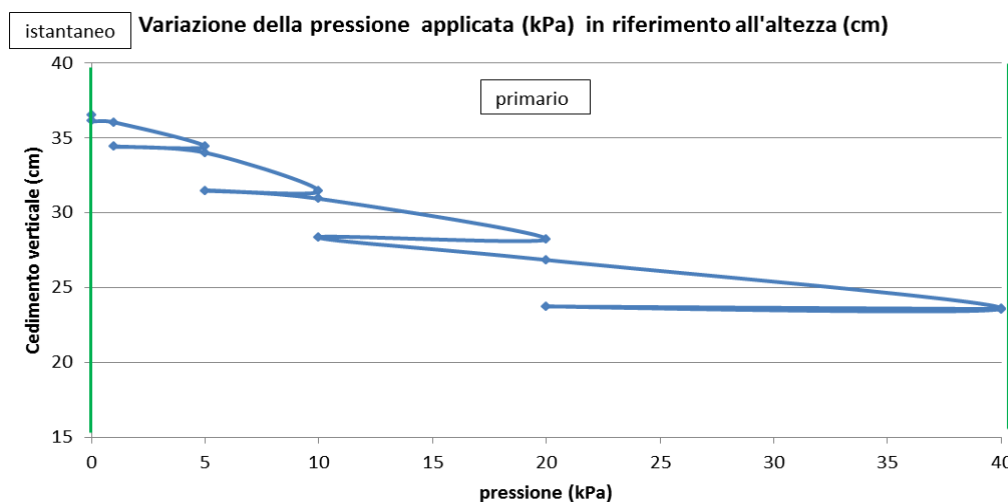


Fig. VI-11. Rappresentazione della variazione del cedimento verticale in funzione della pressione applicata.

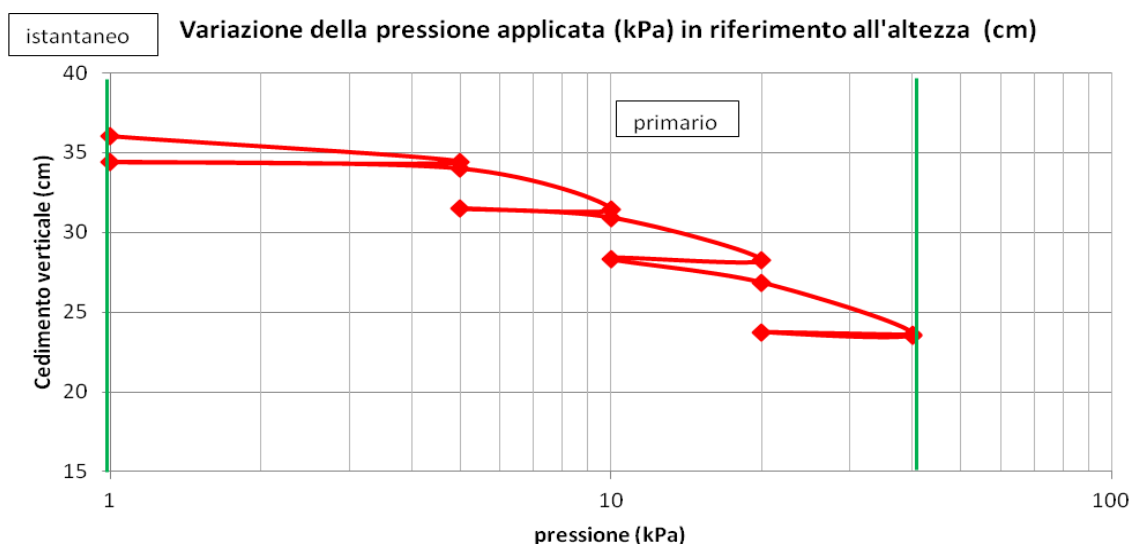


Fig. VI-12. Rappresentazione della variazione del cedimento verticale in funzione del logaritmo della pressione applicata.

2.5 Test di compressione a lungo termine

Il test di compressione a lungo termine è stato condotto a carico costante con studio della degradazione biologica anaerobica del campione sottoposto ad una accelerazione delle cinetiche attraverso iniezione settimanale di 1 litro di liquido, dalla sommità della cella. Il campione in esame per questo test è stato sottoposto a pressione massima di 40 kPa per un tempo di 6 mesi (180 giorni).

La deformazione del campione è stata studiata soprattutto in rapporto al cedimento secondario viscoso (*creep*), relazionata con il cedimento prodotto dalla degradazione biologica. Tale prova, infatti, è stata condotta congiuntamente con l'analisi della produzione di biogas, all'interno della cella.

2.5.1 Iniezione di percolato

Nelle prime tre settimane dall'inizio del test, non è stata fatta nessuna iniezione di liquido, in modo tale da espletare completamente i cedimenti primari di tipo meccanico. Successivamente, in base a quanto descritto nel paragrafo 2.3, relativo alle modalità di esecuzione della prova, sono stati introdotti, inizialmente, 1000 ml di acqua distillata a settimana. Dopo la sesta settimana, ovvero la terza dall'inizio del ricircolo, è stato possibile avere a disposizione dei quantitativi di percolato prodotti dal rifiuto sotto compressione, che sono stati usati come liquido d'iniezione allungato, nella quantità mancante, con acqua distillata. L'iniezione e l'estrazione di liquido è stata fatta, pertanto, dalla terza alla ventisettesima settimana dall'inizio della prova.

Analisi del pH del percolato sono state effettuate per conoscere lo stato di degradazione in cui si trova il rifiuto. La Tab. VI-11 presenta i dati di bilancio di liquido relativo al reattore, raffigurati successivamente in Fig. VI-13.

Tab. VI-11. Dati di bilancio relativi al liquido iniettato, prodotto e trattenuto nel reattore.

1 ^a -3 ^a settimana	Nessuna iniezione						
4 ^a -6 ^a settimana	Iniezione di 1000 ml di acqua distillata						
	<i>Liquido prodotto (ml)</i>	<i>Liquido trattenuto (ml)</i>					
4 ^a	0	1000					
5 ^a	430	570					
6 ^a	870	130					
7 ^a -27 ^a settimana	Iniezione di percolato con aggiunta, quando necessario, di acqua distillata, per un totale di 1000 ml; misurazione settimanale del pH del percolato prodotto						
	<i>Liquido prodotto (ml)</i>	<i>Liquido trattenuto (ml)</i>	<i>pH</i>	<i>Liquido prodotto (ml)</i>	<i>Liquido trattenuto (ml)</i>	<i>pH</i>	
7 ^a	880	120	6,40	18 ^a	825	175	7,25
8 ^a	900	100	6,44	19 ^a	860	140	6,98
9 ^a	930	70	6,68	20 ^a	860	140	7,20
10 ^a	945	55	6,60	21 ^a	950	50	7,42
11 ^a	940	60	6,76	22 ^a	990	10	7,20
12 ^a	960	40	7,40	23 ^a	960	40	7,56
13 ^a	990	10	7,23	24 ^a	980	20	7,72
14 ^a	980	20	7,40	25 ^a	1000	0	7,59
15 ^a	930	70	7,40	26 ^a	990	10	7,63
16 ^a	870	130	7,45	27 ^a	930	70	7,84
17 ^a	820	180	7,50				

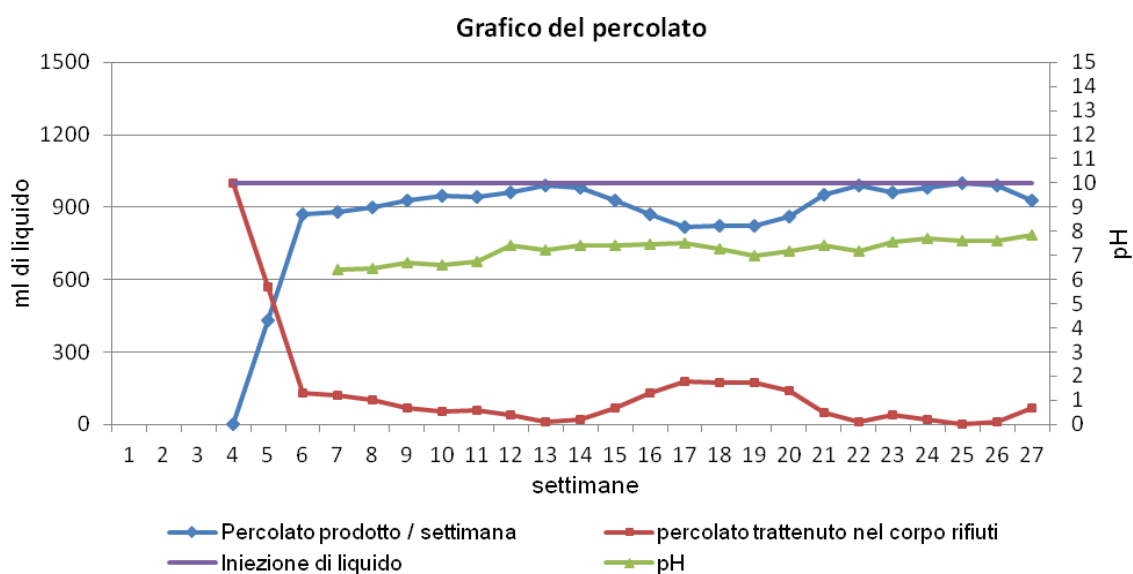


Fig. VI-13. Grafico di bilancio relativo al liquido iniettato, prodotto e trattenuto nel reattore.

Dalla Fig. VI-13, è possibile osservare una fluttuazione del livello di percolato prodotto in uscita, in corrispondenza delle settimane dei mesi di luglio e di agosto. La produzione minore di percolato e, conseguentemente, la ritenzione maggiore di liquido all'interno del reattore, avviene in corrispondenza dei mesi più caldi del periodo in cui è stato condotto il test. Ciò può essere giustificato con una maggior capacità di ritenzione, da parte del rifiuto, date le elevate temperature esterne.

Generalmente, il rifiuto tende ad assumere valori stabili di pH attorno a 6,0 in fase di iniziale e di acidogenesi; valori di pH di circa 7,0 in fase di completa acetogenesi, e valori maggiori di 7,5 durante la fase di metanogenesi (Olivier e Gourc, 2007). Valori superiori a 7,5 si riscontrano solamente a partire dalla ventitreesima settimana.

2.5.2 Produzione di biogas

La raccolta del biogas prodotto è stata effettuata sfruttando le tre uscite, dotate di apposito rubinetto, situate nella parete laterale della cella. I rubinetti, a seconda del livello di cedimento raggiunto, rimanevano aperti ed il biogas veniva fatto convogliare in buste Tedlar®, di volume variabile.

Non è stato possibile effettuare una misurazione della composizione del biogas prodotto, per questo esperimento; pertanto, la conoscenza circa le diverse fasi di degradazione sperimentate dal rifiuto, possono essere solamente dedotte unicamente a partire dai valori di pH del percolato prodotto dal rifiuto (paragrafo 2.5.1)

La produzione di biogas non è stata valutata ogni singolo giorno, a causa dell'utilizzo delle sacche di raccolta del biogas, le quali rendono possibile solamente la conoscenza della quantità di gas cumulata prodotta. Dalla Fig. VI-14 è possibile supporre che il rifiuto fresco abbia attraversato un periodo relativamente lungo in fase acidogenica ed acetogenica, per poi raggiungere la fase iniziale di metanogenesi instabile, e quindi di inizio della biodegradazione, a partire all'incirca dal giorno 155 (t_{bio}).

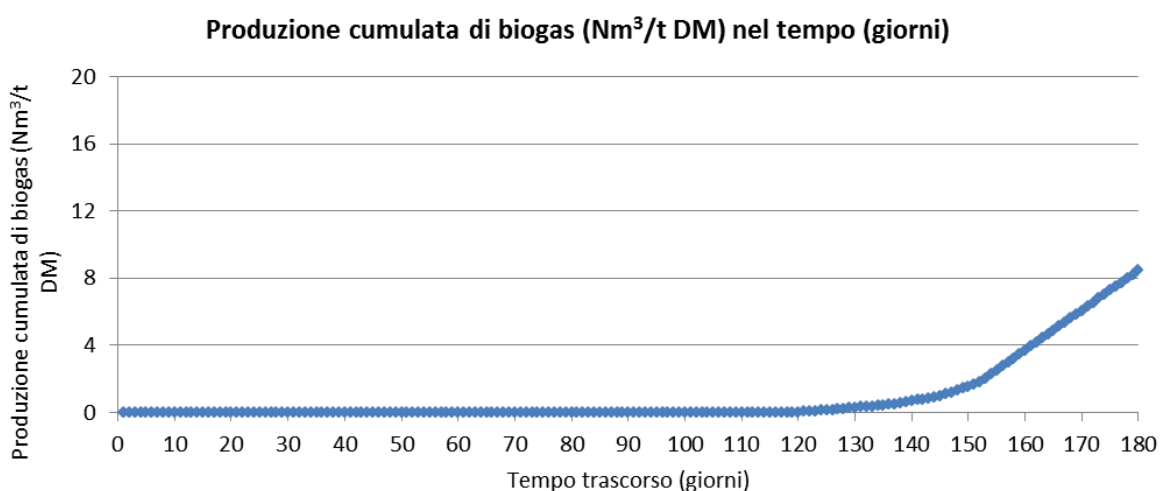


Fig. VI-14. Produzione cumulata di biogas, espressa in Normal m³ su tonnellata di massa secca.

La quantità finale di biogas ottenuta a fine prova è di $8,4 \text{ Nm}^3/\text{t DM}$. Da definizione, il BP_{eff} rappresenta la quantità di biogas potenzialmente prodotta a tempo infinito ($BP(+\infty)=BP_{eff}$); pertanto non coincide con il valore di $8,4 \text{ Nm}^3/\text{t DM}$, dato che la prova è stata interrotta in piena fase metanigena. Il rifiuto, infatti, sta producendo, e produrrà ancora, grandi quantità di biogas; lo sviluppo completo di tutto il biogas fino ad esaurimento, tuttavia, richiederebbe il monitoraggio della produzione su un periodo molto più lungo dei 6 mesi di prova. Di conseguenza, non è possibile conoscere il BP_{eff} , ma solo ipotizzarne un probabile valore.

2.5.3 Cedimenti e deformazioni

L'analisi dei cedimenti ricopre la parte più importante di tutto il test. I cedimenti osservati, si sono potuti distinguere in:

- cedimenti istantanei, verificatisi immediatamente all'applicazione del carico;
- cedimenti primari, di natura esclusivamente meccanica, verificatisi nei primi 15 giorni (da ipotesi), durante i quali è avvenuta la fase di carico per gradini successivi;
- cedimenti secondari sotto carico costante, verificatisi a partire dal 16° giorno, di natura sia meccanica che biologica.

L'entità dei cedimenti e delle deformazioni, è riportata in Tab. VI-12. Questi dati sono stati rielaborati a partire dalla Tab. VI-10 e utilizzando le modalità di calcolo già descritte nel Capitolo IV e V.

I grafici di cedimento, di tipo $\Delta h-t$ e di tipo semilogaritmico $\Delta h-\log t$, e i grafici di deformazione, di tipo $\varepsilon-t$ e di tipo semilogaritmico $\varepsilon-\log t$, sono rappresentati nella Fig. VI-15, Fig. VI-16 e Fig. VI-17.

Tab. VI-12. Dati relativi ai cedimenti e alle deformazioni del rifiuto originario.

	Istantaneo	Primario	Secondario meccanico	Secondario biologico
Carico applicato	Da 0 a 1kPa (peso proprio del pistone)	Da 1 a 40 kPa, secondo percorsi di carico, scarico e ricarico	Carico costante di 40 kPa	Carico costante di 40 kPa
Durata	1 minuto	15 giorni	140 giorni	25 giorni
Altezza d'inizio	36,50 cm	36,10 cm	23,55 cm	21,14 cm
Altezza finale	36,10 cm	23,55 cm	21,14 cm	20,89 cm
Cedimento	0,40 cm	12,55 cm	2,41 cm	0,25 cm
Deformazione rispetto all'altezza iniziale del rifiuto	1,10%	34,35%	6,60%	0,68%
Coefficiente di compressione	–	0,219	0,058	0,032

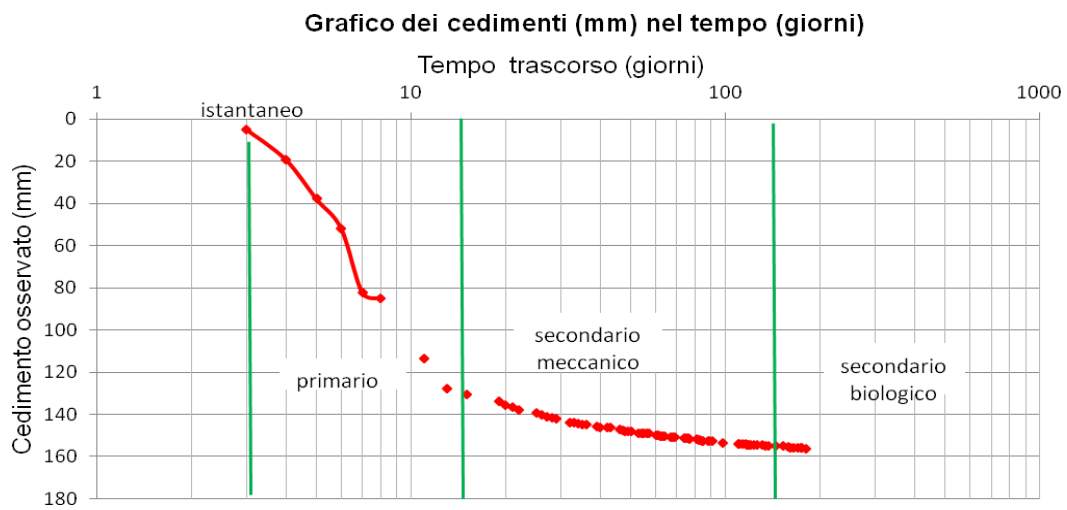
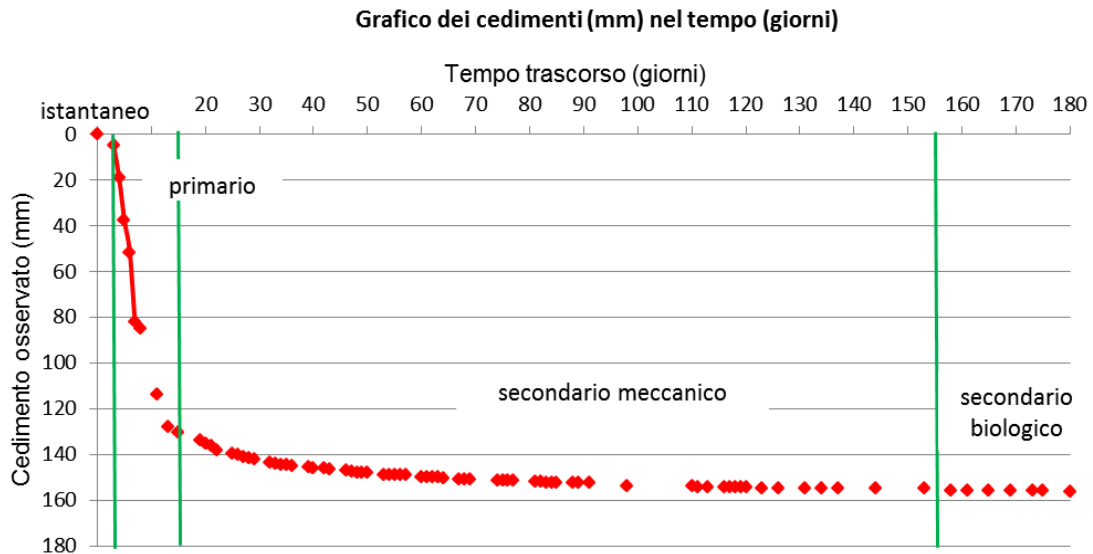
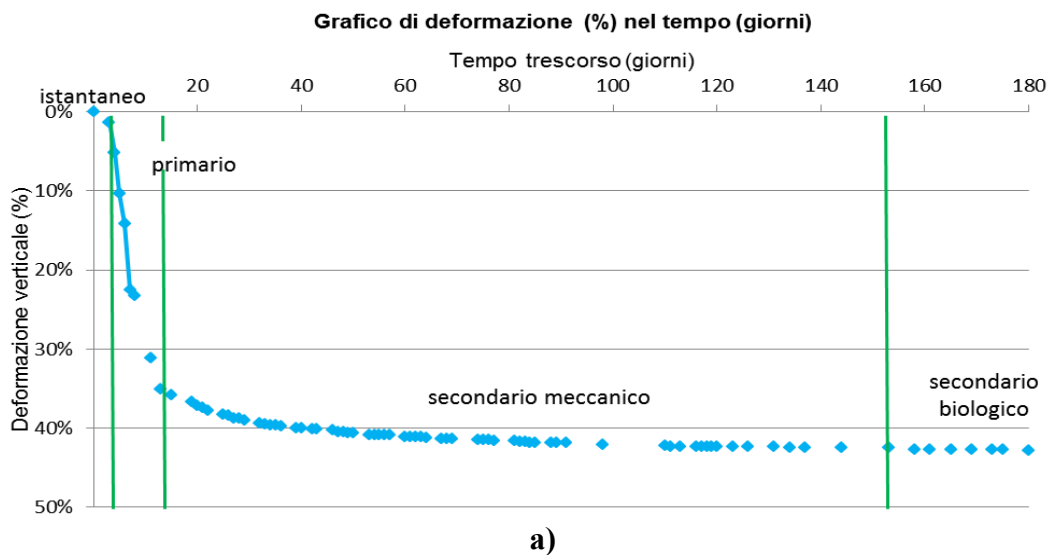


Fig. VI-15. a) Cedimenti rappresentati in scala $\Delta h-t$; b) cedimenti rappresentati in scala $\Delta h-\log t$.



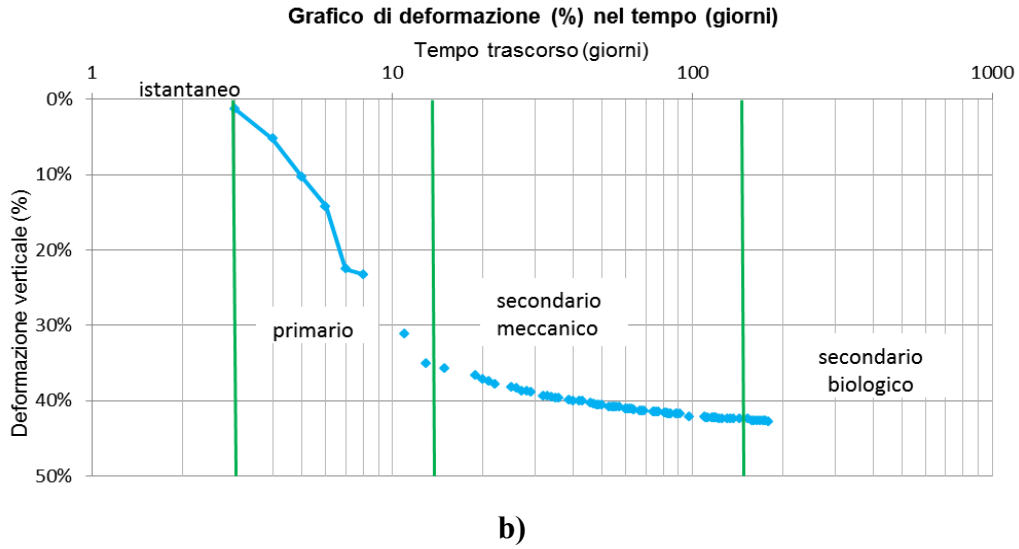


Fig. VI-16. a) Deformazione verticale rappresentata in grafico $\varepsilon-t$; b) Deformazione verticale rappresentata in grafico $\varepsilon-\log t$.

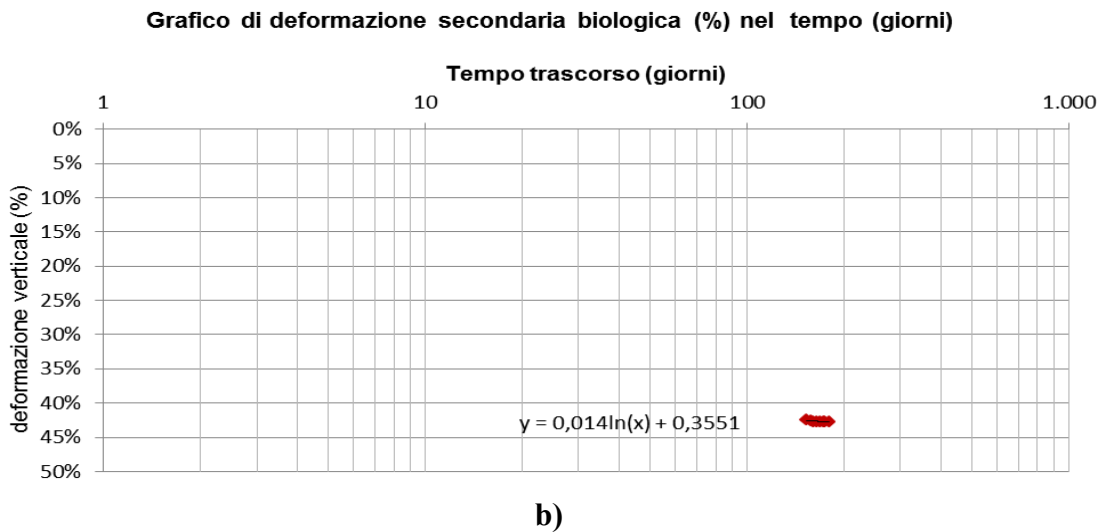
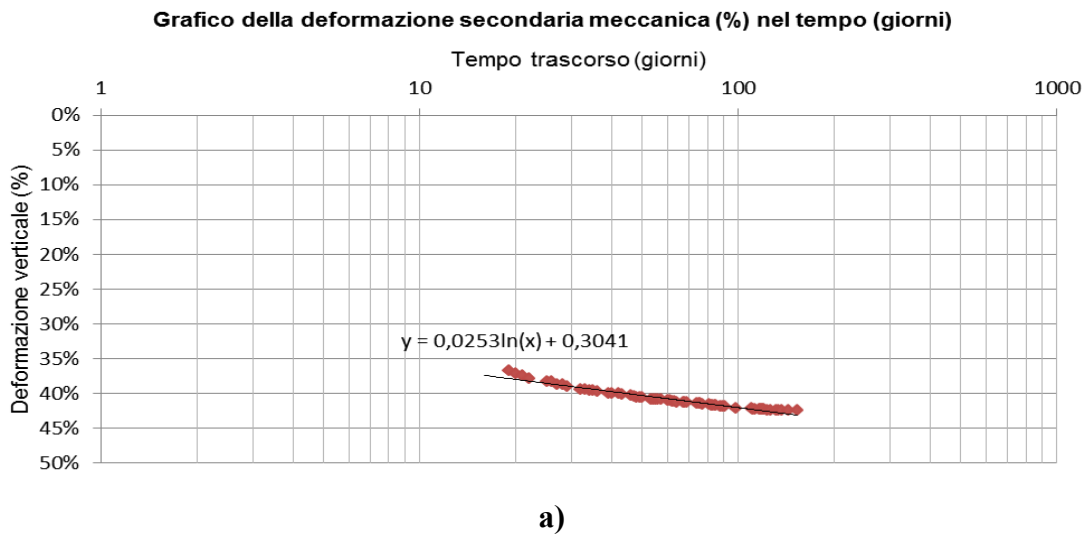


Fig. VI-17. a) Rappresentazione della deformazione secondaria meccanica e b) rappresentazione della deformazione secondaria biologica, in grafico $\varepsilon-\log t$.

Interessante, infine, risulta la visualizzazione dell'andamento del coefficiente di compressione secondaria meccanica nel tempo: la Fig. VI-18 presenta i valori incrementali giornalieri, ottenuti durante i giorni di misurazione. E' interessante notare come i valori più frequenti siano distribuiti tra 0 (cedimento esattamente costante, tra due giorni successivi) e 0,200, con una densità maggiore attorno al valore 0,050. Il valore medio ottenuto per tutta la durata della compressione secondaria meccanica è espresso in Tab. VI-12, e vale 0,058.

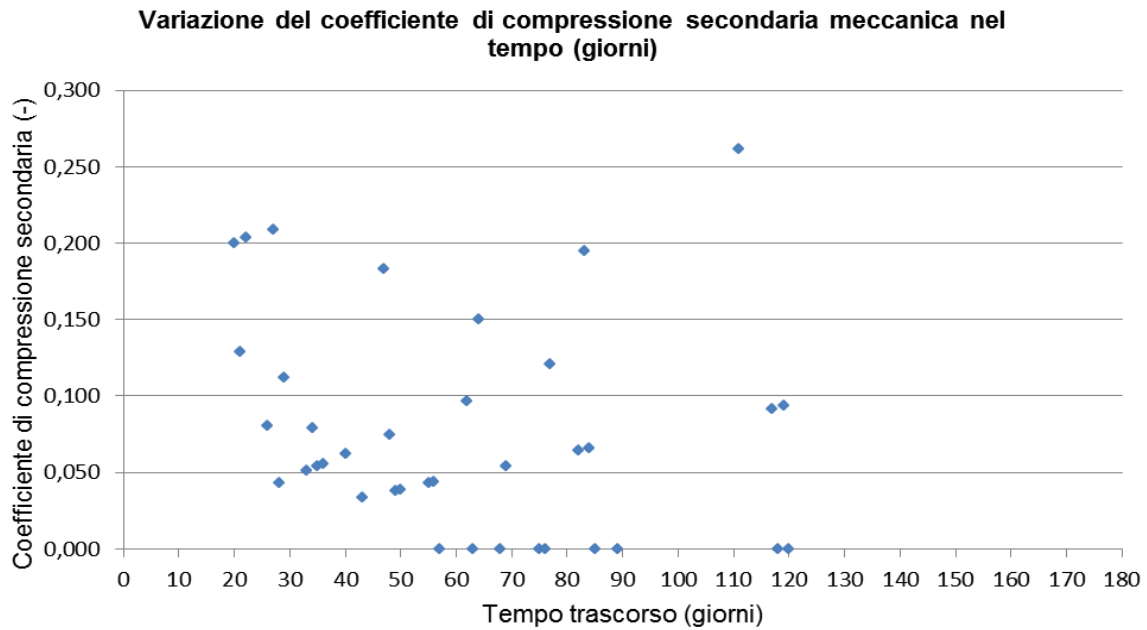


Fig. VI-18. Rappresentazione della variazione dei coefficienti di compressione secondaria meccanica nel tempo.

3. SECONDA PROVA DI COMPRESSIONE A LUNGO TERMINE (*TEST 1G*)

3.1 Descrizione del reattore

L'apparecchiatura edometrica è stata progettata specificatamente per studiare il comportamento bio-meccanico degli RSU. Essa consiste in una cella d'acciaio inossidabile, di 27,0 cm di diametro e di altezza pari a 38,5 cm. L'altezza del campione di rifiuto è stata presa pari a $h_0 = 29,0$ cm, ovvero la massima altezza disponibile all'interno della cella, in quanto 4,0 cm sono occupati, in sommità, dallo spessore del pistone e 5,5 cm sono occupati dal diffusore presente nel fondo. Il campione di rifiuto è stato collocato tra due piatti perforati che permettono il drenaggio del percolato, e che possono essere usati anche come diffusori, nel caso di test di permeabilità. I fori, di 0,5 cm di diametro, sono regolarmente distribuiti, con interspazio di 1 cm.

La Fig. VI-19 rappresenta una schematizzazione ed un'immagine del reattore utilizzato.

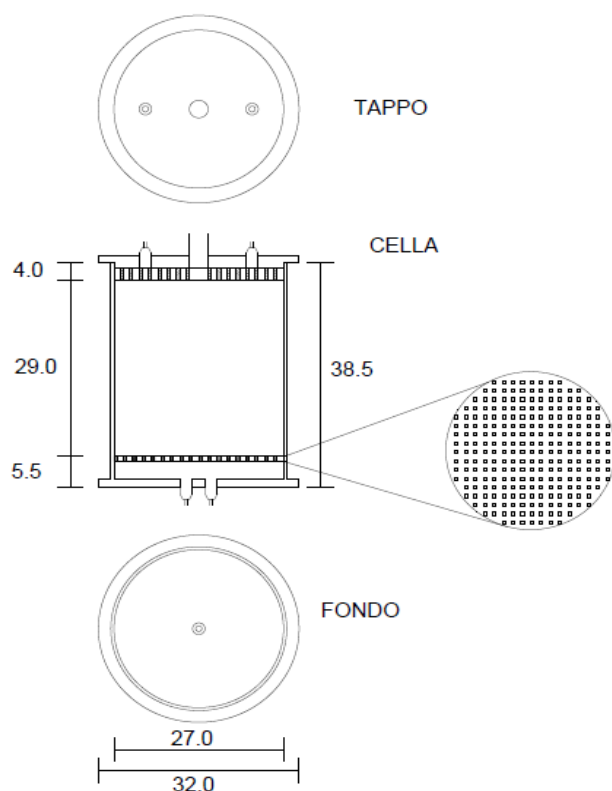


Fig. VI-19. Schematizzazione (misure in cm) e immagine del reattore utilizzato per il test sul rifiuto pretrattato.

3.2 Descrizione dell'apparecchiatura utilizzata

L'apparecchiatura edometrica è dotata, oltre della cella menzionata nel paragrafo precedente, di un sistema di applicazione del carico desiderato, costituito da un pistone pneumatico con capacità fino a 300 kPa. Tale pistone pneumatico, con corsa massima di 15 cm, è inserito in una struttura in acciaio, con sistema a carro-ponte in sommità, in modo da poter spostare e centrare il pistone esattamente al centro della cella. Un sensore di forza (Interface, 1210 standard, capacità di carico di 25 kN), consente di valutare la forza applicata, e quindi il carico derivante. Un sensore di pressione, invece, fornisce i valori di pressione in sommità e sul fondo, internamente alla cella. Un terzo sensore di spostamento (Solartron, S-series, campo di misura: 5 mm) permette di determinare il cedimento Δh subito dal rifiuto. I tre sensori sono collegati ad un computer dal quale, grazie ad un programma dedicato, è possibile osservare, nell'interfaccia grafica, e registrare in tempo reale tutti i parametri considerati.

La Fig. VI-20 riporta il sistema di trasmissione del carico e i tre sensori.



a)



b)



c)



d)

Fig. VI-20. Particolari. **a)** sistema di trasmissione del carico dotato di pistone pneumatico; **b)** sensore di spostamento; **c)** sensore di pressione; **d)** sensore di forza.

Il programma è stato appositamente creato per questo tipo di prova, ovvero per lo studio della compressibilità a medio e lungo termine di un rifiuto solido urbano, soggetto a produzione di percolato e di biogas. Il suo uso in fase di acquisizione dati, permette di registrare, secondo un prefissato intervallo di tempo impostato dall'utilizzatore, i parametri di forza, spinta verticale, spostamento, pressione in sommità della cella e pressione atmosferica (Fig. VI-21).

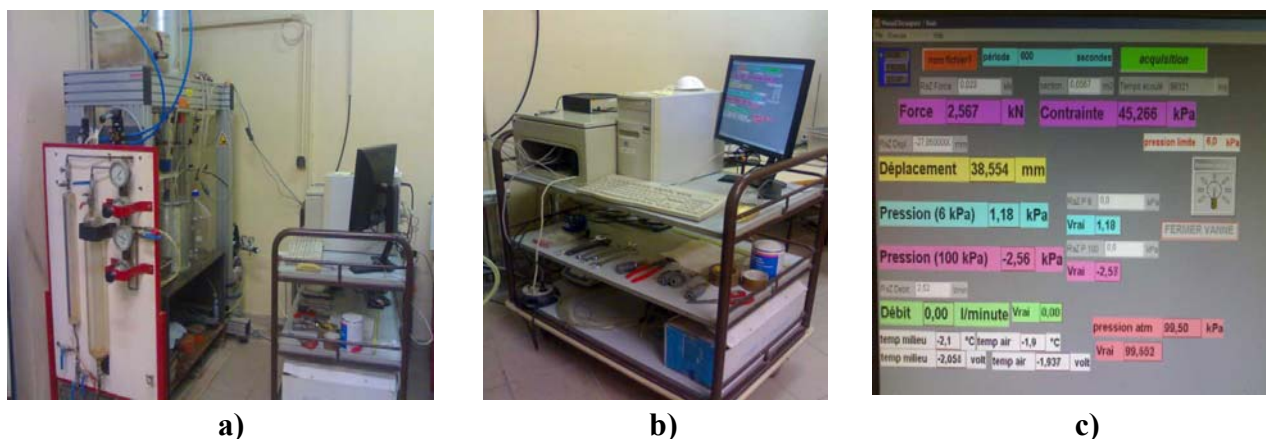


Fig. VI-21. a) visione complessiva della strumentazione utilizzata; b) particolare del banco di lavoro; c) interfaccia grafica del programma utilizzato.

3.3 Modalità di esecuzione del test

Prima della fase di caricamento del rifiuto nella cella, un campione materiale è stato essiccato in stufa termostatica, alla temperatura di 80°C per 72 ore. Il materiale rimanente è stato imbibito, mediante aspersione omogenea d'acqua, per 72 ore, in modo da avere, inizialmente, un rifiuto alla sua capacità di campo, ovvero con $w_0=FC=52,47\%$. Tramite nuove analisi di laboratorio, è stato possibile verificare se il campione, dopo tre mesi di inattività sotto condizioni controllate, ha mantenuto invariati alcuni dei parametri già presentati in Tab. VI-5 e VI-7.

Nella fase di avviamento del test, 12,030 kg di rifiuto saturo pretrattato sono stati introdotti all'interno della cella d'acciaio. Il rifiuto non è stato tritato meccanicamente, poiché gran parte di esso passava il vaglio con $D=20$ mm. Durante la fase di posa, il rifiuto è stato compattato meccanicamente, in cinque strati da 5 cm l'uno, più uno strato di fondo da 4 cm, con massa di circa 2 kg ciascuno, per ottenere una densità umida di compattazione di 0,725 t/m³.

Uno strato di geotessuto è stato collocato in fondo ed in sommità del rifiuto, prima e dopo la posa del rifiuto all'interno del reattore; successivamente, è stato posizionato il pistone della cella, dotato di un *o-ring*, in modo da garantirne la tenuta stagna.

Le principali caratteristiche del reattore, del rifiuto utilizzato e della prova, sono riportate in Tab. VI-13.

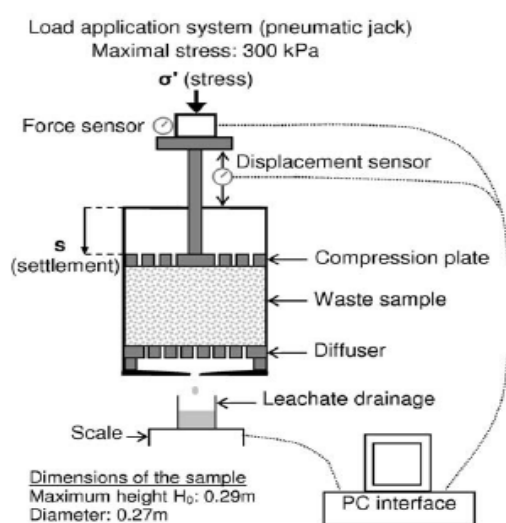
Tab. VI-13. Principali caratteristiche del reattore, del rifiuto utilizzato e della prova.

Caratteristiche principali del reattore		
Altezza iniziale del rifiuto	h_0	0,290 m
Area cella	A	0,0572 m ²
Volume iniziale occupato dal rifiuto nella cella	V_t	0,0166 m ³
Massa umida iniziale del rifiuto nel reattore	m_h	12,030 kg
Massa secca iniziale del rifiuto nel reattore	m_d	7,890 kg
Massa d'acqua del rifiuto nel reattore	m_w	4,140 kg
Densità umida dopo compattazione	$\rho_{h,comp}$	0,725 t/m ³
Caratteristiche principali del rifiuto		
Tipologia di rifiuto	Rifiuto pretrattato bio-meccanicamente, proveniente dall'impianto di Legnago (VR)	
Contenuto d'acqua gravimetrico iniziale	w_0	43,20%
Capacità di campo	FC	52,47%
Densità umida iniziale, senza compattazione	ρ_h	0,310 t/m ³
Densità secca iniziale, senza compattazione	ρ_d	0,157 t/m ³
Densità a saturazione iniziale, senza compattazione	ρ_{sat}	0,355 t/m ³
Caratteristiche principali del test		
Carico massimo	–	40 kPa
Iniezione di liquido	–	nessuna
Durata del test	–	2,5 mesi (77 giorni)

Sistemato il rifiuto e messo il pistone di chiusura della cella, è stata verificata l'impermeabilità della cella, per poter impedire eventuali fughe di gas. Successivamente, è stato azionato il pistone pneumatico, alla forza corrispondente ai carichi programmati.

Il percorso di carico è avvenuto in modalità completamente analoghe a quello del *Test IP*, solo con tempi più ridotti, grazie ai sistemi elettronici dell'apparecchiatura.

La Fig. VI-22 presenta lo schema operativo adottato per questo test ed un'immagine generale della strumentazione utilizzata.


Fig. VI-22. Schematizzazione e immagine dell'apparecchiatura utilizzata per il test sul rifiuto pretrattato.

Per questo test, non è stato aggiunto nessun tipo di liquido né è stato fatto ricircolare del percolato. La sostanza putrescibile presente nel rifiuto, infatti, è veramente esigua (2%); pertanto, si presuppone che il rifiuto non subisca un cedimento di tipo biologico, dato dalla degradazione della sostanza organica. Tuttavia, se anche si ottenesse una parte di cedimento biologico, data la natura del rifiuto, la sua storia e le sue componenti, tale parte sarebbe poco incidente.

Nonostante ciò, per poter raccogliere il biogas eventualmente prodotto, è stato creato un apposito sistema costituito da un cilindro graduato rovesciato, riempito con una certa quantità d'acqua, e immerso in una vasca riempita anch'essa d'acqua. Un tubicino uscente dalla sommità della cella, usato per collettare il biogas, passa attraverso la vasca ed il cilindro rovesciato, ed esce nella parte di cilindro vuota, occupata dall'aria (Fig. VI-23). Il volume di biogas prodotto spinge l'acqua del cilindro rovesciato verso la vasca; pertanto, essa viene misurata osservando la differenza di livello d'acqua (prima-dopo) letti sul cilindro graduato. I volumi di gas sono stati espressi in Normal m^3 (condizioni *normali*, temperatura di 25°C e pressione atmosferica); pertanto, essi sono stati corretti in funzione della pressione del gas, rapportata a quella atmosferica.

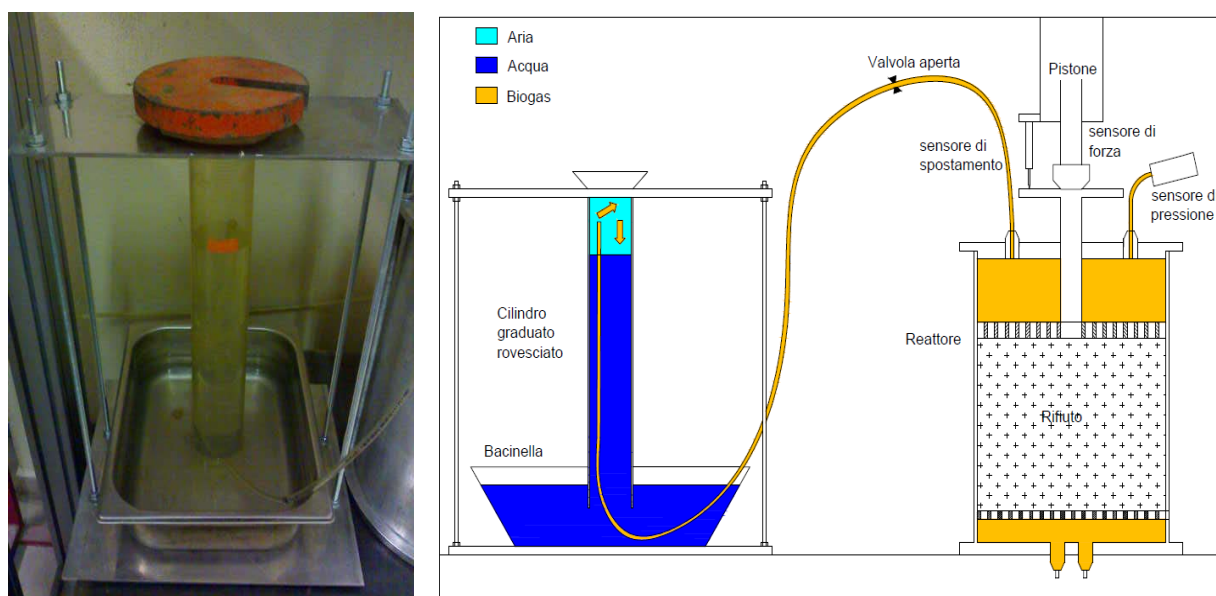


Fig. VI-23. Immagine relativa al sistema usato per la misurazione di produzione di biogas, e schematizzazione del suo funzionamento.

3.4 Test di compressione edometrica con cicli di carico, scarico e ricarico

In maniera analoga al paragrafo 2.4 del presente Capitolo, vengono calcolati i parametri meccanici più importanti, ottenuti per ogni gradino di carico. I risultati sono riportati in Tab. VI-14. Questi valori sono visualizzati in grafici in funzione della tensione in scala normale o logaritmica (Fig. VI-24 e Fig. VI-25).

Tab. VI-14. Principali parametri geotecnici determinati durante il test.

Step	stress σ'_v (kPa)	cedimento Δh (cm)	cedimento cumulato Δh (cm)	deformazione cumulata ε (%)	rapporto compr. RC (-)	rapporto scarico RS (-)	rapporto ricompr. RR (-)	coeff. compr. m_v (kPa ⁻¹)	modulo edometrico E_{edom} (kPa)
Istantaneo					Supposto interessante, nei primi 10 minuti, i seguenti percorsi di carico				
1	1	1,28	1,28	4,41	-	-	-	-	-
2	5	2,79	4,07	14,03	0,138	-	-	0,024	41,6
3	1	-0,53	3,54	12,21	-	0,026	-	-	-
4	5	0,63	4,17	14,38	-	-	0,031	0,005	184,3
5	10	0,35	4,52	15,59	0,040	-	-	0,002	413,2
6	5	-0,14	4,38	15,13	-	0,015	-	-	-
Primario									
7	10	0,46	4,85	16,72	-	-	0,052	0,003	314,5
8	20	0,61	5,46	18,83	0,070	-	-	0,002	473,9
9	10	-0,09	5,37	18,52	-	0,010	-	-	-
10	20	0,38	5,75	19,83	-	-	0,044	0,001	763,4
11	40	1,55	7,29	25,14	0,176	-	-	0,003	376,6
12	20	-0,13	7,17	24,72	-	0,014	-	-	-
13	40	0,53	7,69	26,52	-	-	0,060	0,001	1111,1
					<i>Coefficiente primario $C' = 0,140$</i>				
Secondario					Carico costante di 40 kPa				
14	40	1,15	8,84	30,16					
					<i>Coefficiente secondario meccanico $C_{\alpha\epsilon M} = 0,033$</i>				
					<i>Coefficiente secondario biologico $C_{\alpha\epsilon B} = 0,025$</i>				

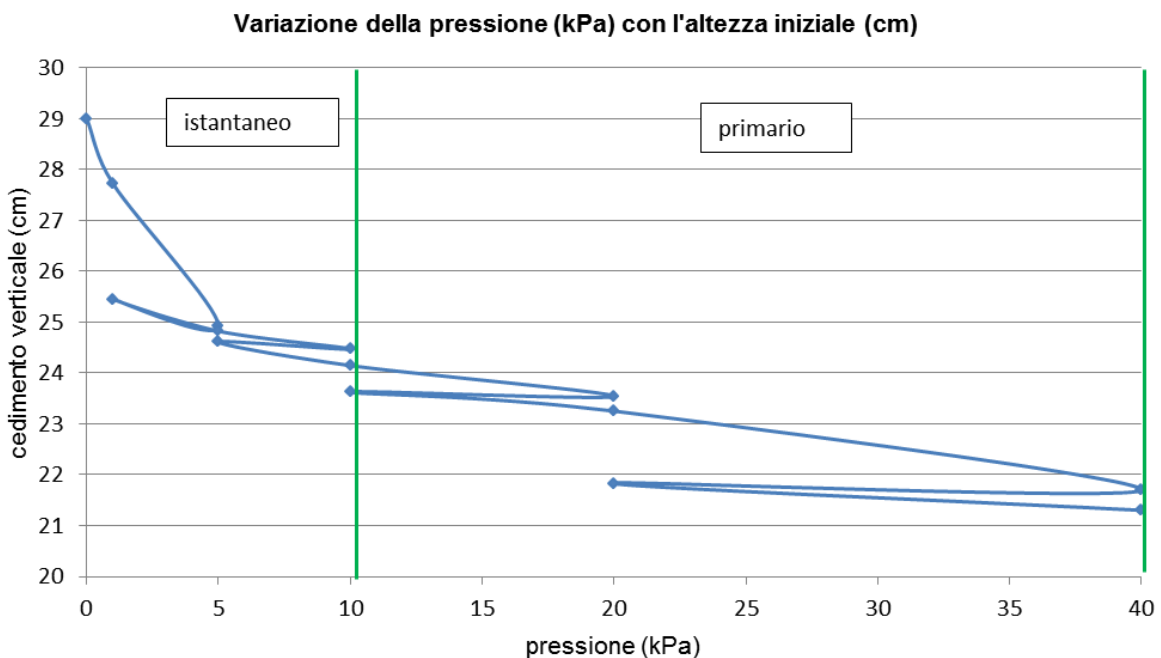


Fig. VI-24. Rappresentazione della variazione del cedimento verticale in funzione della pressione applicata.

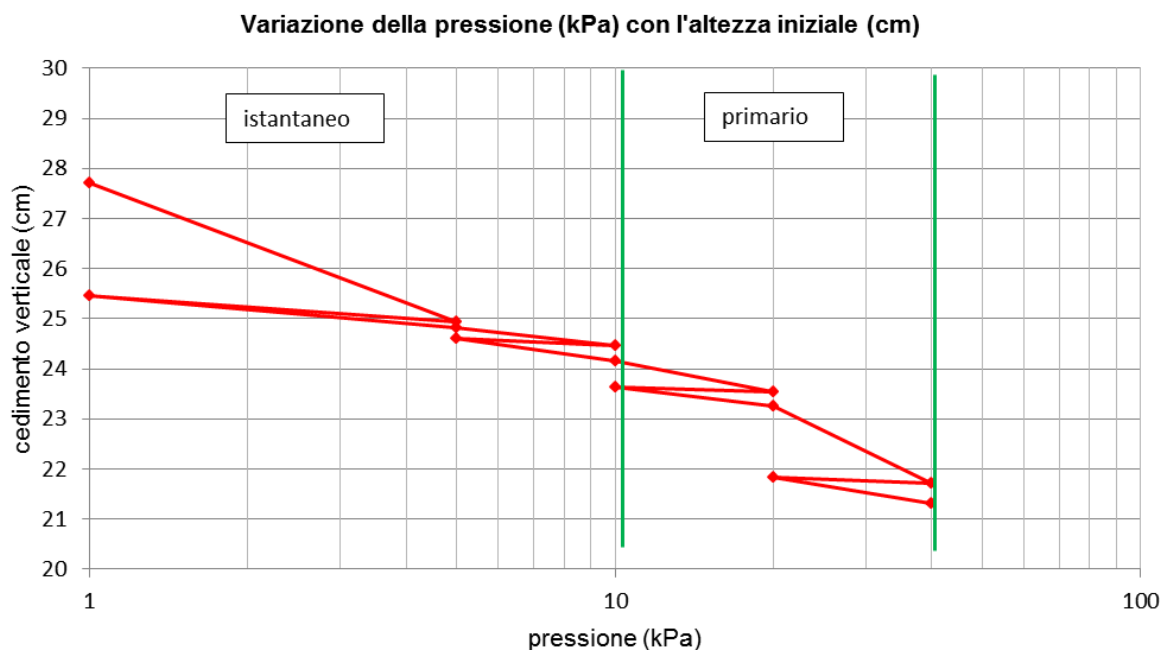


Fig. VI-25. Rappresentazione della variazione del cedimento verticale in funzione del logaritmo della pressione applicata.

3.5 Test di compressione a lungo termine

Il test di compressione a lungo termine è stato condotto a carico costante. Il campione in esame per questo test è stato sottoposto a pressione massima di 40 kPa per un tempo di 2,5 mesi (77 giorni).

La deformazione del campione è stata studiata separando il cedimento secondario viscoso (*creep*) dal cedimento prodotto dalla degradazione biologica. Tale prova, inoltre, è stata condotta congiuntamente con l'analisi della produzione di biogas, all'interno della cella.

3.5.1 Temperature

Nel corso della prova, è stata monitorata la temperatura interna del locale in cui il reattore è stato collocato, per poter osservare in che modo tale parametro possa aver influito sulle condizioni di produzione di biogas, da parte del rifiuto. Il grafico di Fig. VI-26 presenta i valori di temperatura registrati.

3.5.2 Produzione di percolato

Date le condizioni di assenza di iniezione o ricircolo di percolato, e assunte le sole condizioni di saturazione iniziale del materiale, la produzione di percolato è stata abbastanza esigua (280 ml, in totale). In particolare, sono stati prodotti 90 ml durante la settima settimana (pH=7,60), 90 ml durante l'ottava (pH=7,63), 60 ml durante la decima settimana (pH=7,85) e 40 ml nell'undicesima (pH=9,15).

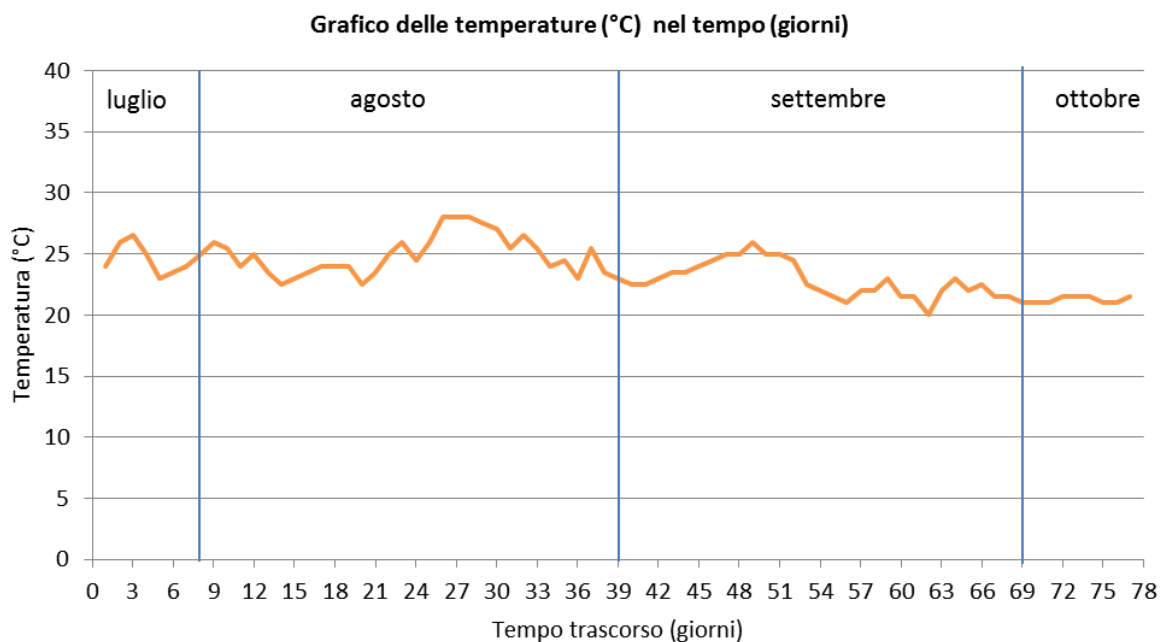


Fig. VI-26. Variazione delle temperature nel tempo, rilevate internamente al locale in cui si trova il reattore.

3.5.3 Produzione di biogas

La raccolta del biogas prodotto è avvenuta secondo le modalità descritte nel paragrafo 3.3. La Fig. VI-27 mostra, giornalmente, qual è stata la produzione media oraria di biogas, espressa in Normal m³ su tonnellata di massa secca di rifiuto per ora; la Fig. VI-28, invece, mostra l'andamento della produzione cumulata di biogas, sul periodo considerato, espressa in Nm³/t massa secca.

Il gas raccolto è stato analizzato con l'ausilio di un'apposita apparecchiatura (Portable gas analyser GA2000 Plus della GeoTech®) in grado di definire le percentuali delle componenti principali (CH₄, CO₂, O₂ ed altre componenti). L'analisi è stata condotta solamente a partire dalla sesta settimana, ed i risultati sono riportati in Fig. VI-29.

L'inizio della fase metanigena instabile (t_{bio}) è stato assunto pari 12 giorni, come è possibile constatare nel grafico presente in Fig. VI-29. La massima produzione giornaliera di biogas è stata ottenuta all'incirca tra il sedicesimo e il ventesimo giorno di prova.

Alla fine dei 77 giorni di prova, la produzione giornaliera di biogas risulta essere in costante diminuzione e pari a circa 45 ml/ora di biogas prodotto, equivalenti a meno di 0,10 Nm³/t DM×giorno. Poiché la produzione giornaliera di biogas si sta lentamente esaurendo, a fine prova, il valore finale della produzione cumulata di biogas tende, pertanto, a stabilizzarsi attorno a valori di 18 Nm³/t DM. Tale valore finale è quello assunto dal parametro BP_{eff} .

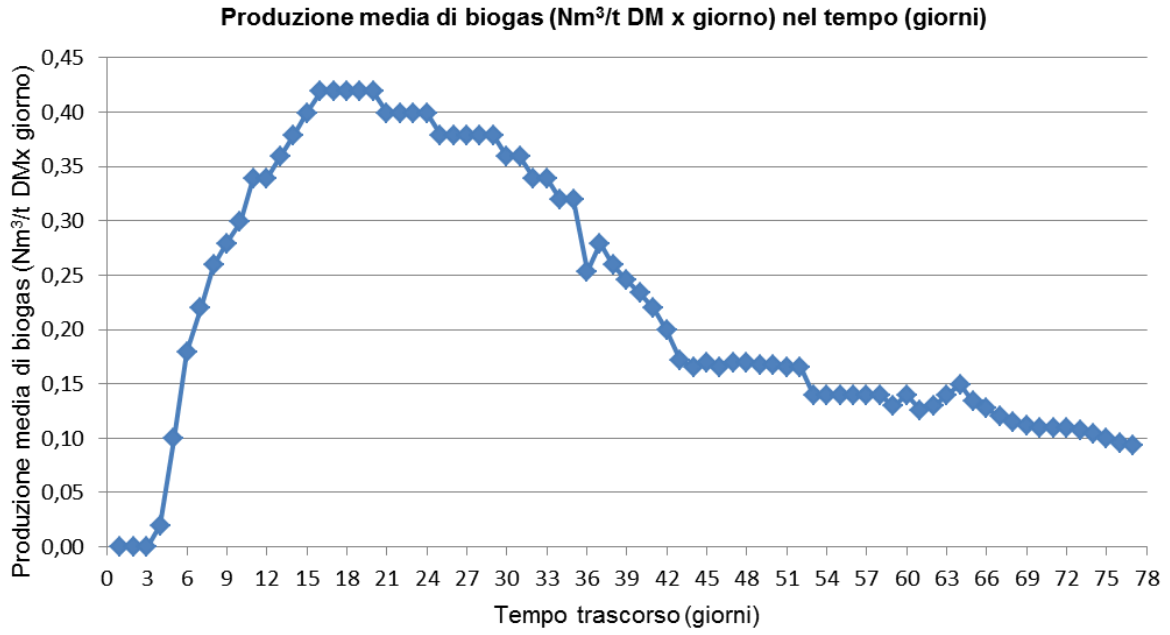


Fig. VI-27. Produzione media oraria (giornaliera) di biogas, espressa in Normal m³ su tonnellata di massa secca di rifiuto per giorno.

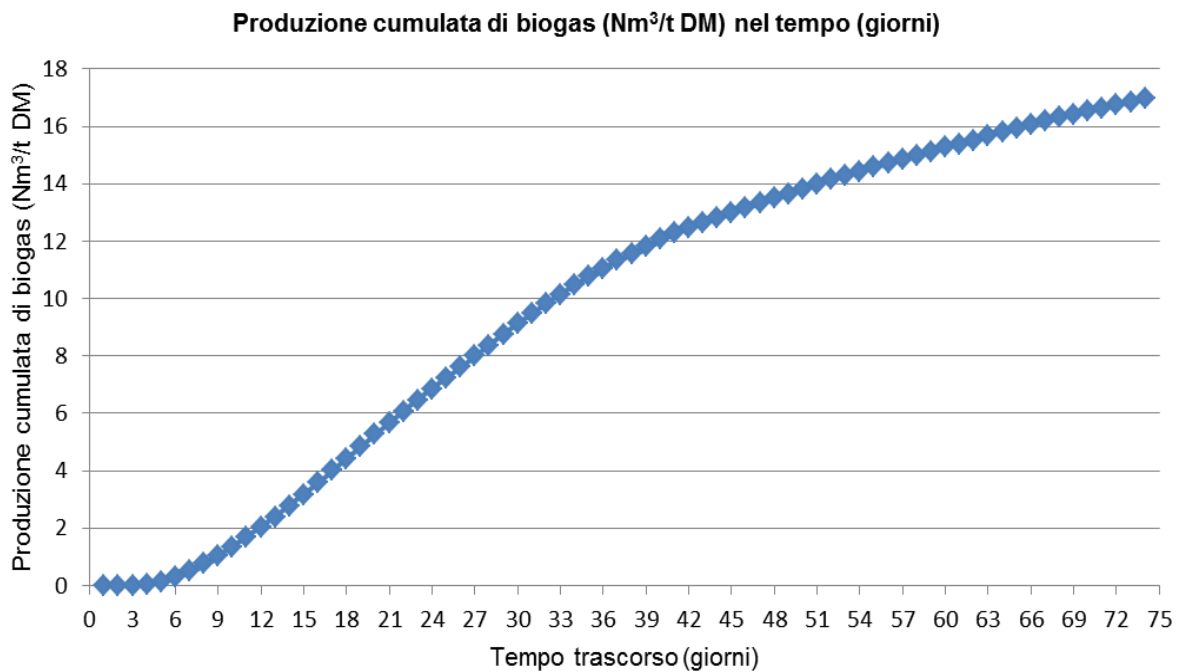


Fig. VI-28. Produzione cumulata di biogas, espressa in Normal m³ su tonnellata di massa secca.

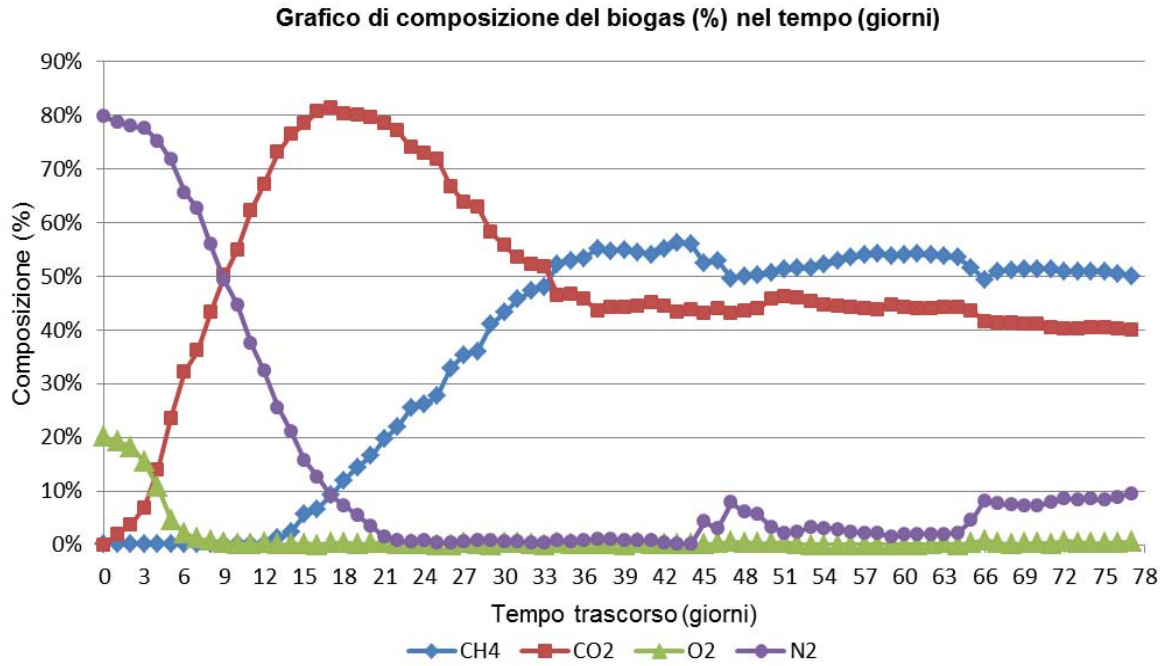


Fig. VI-29. Grafico della composizione del biogas prodotto.

3.5.4 Pressione del biogas

Essendo il reattore del *Test IG* dotato di due sensori di pressione, in grado di rilevare le variazioni di pressione atmosferica e la pressione del biogas all'interno della cella (più specificatamente, in sommità, nello spazio creatosi tra il pistone ed il tappo di chiusura della cella), è stato possibile monitorare giornalmente i dati di pressione. Tali dati sono riportati in Fig. VI-30.

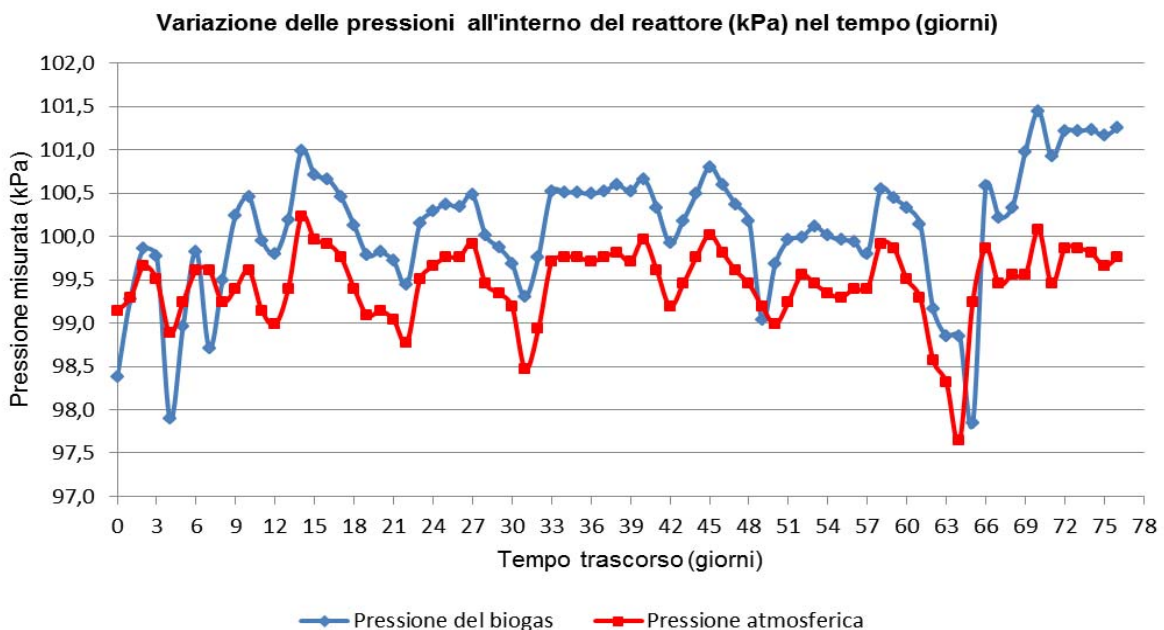


Fig. VI-30. Grafico della variazione della pressione atmosferica e del biogas all'interno della cella.

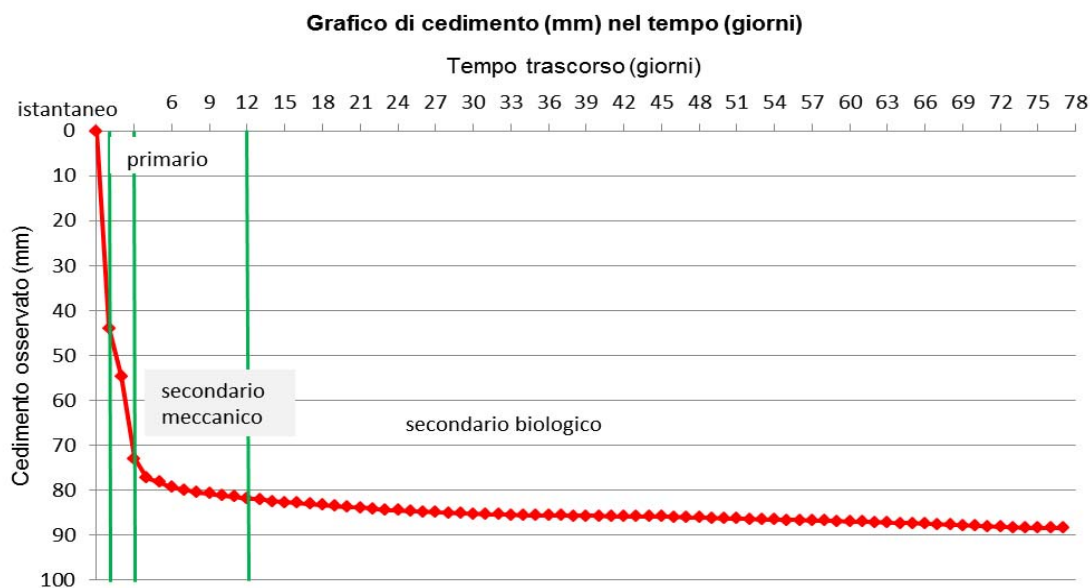
3.5.5 Cedimenti e deformazioni

L'analisi dei cedimenti è stata condotta in analogia al paragrafo 2.5.3. Questi dati sono stati rielaborati a partire dalla Tab. VI-14 e utilizzando le modalità di calcolo già descritte nel Capitolo IV e V.

L'entità dei cedimenti e delle deformazioni, è riportata in Tab. VI-15. I grafici di cedimento, di tipo $\Delta h-t$ e di tipo semilogaritmico $\Delta h-\log t$, e i grafici di deformazione, di tipo $\varepsilon-t$ e di tipo semilogaritmico $\varepsilon-\log t$, sono rappresentati nelle Fig. VI-31, Fig. VI-32 e Fig. VI-33.

Tab. VI-15. Dati relativi ai cedimenti e alle deformazioni del rifiuto pretrattato.

	Istantaneo	Primario	Secondario meccanico	Secondario biologico
Carico applicato	Da 0 a 1kPa (peso proprio dell'apparecchiatura edometrica)	Da 1 a 40 kPa, secondo percorsi di carico, scarico e ricarico	Carico costante di 40 kPa	Carico costante di 40 kPa
Durata	10 minuti	3 giorni	9 giorni	65 giorni
Altezza d'inizio	29,00 cm	24,61 cm	21,30 cm	20,85 cm
Altezza finale	24,61 cm	21,30 cm	20,85 cm	20,16 cm
Cedimento	4,39 cm	3,31 cm	0,45 cm	0,69 cm
Deformazione rispetto all'altezza iniziale del rifiuto	15,13%	11,39%	1,55%	2,38%
Coefficiente di compressione	-	0,140	0,033	0,025



a)

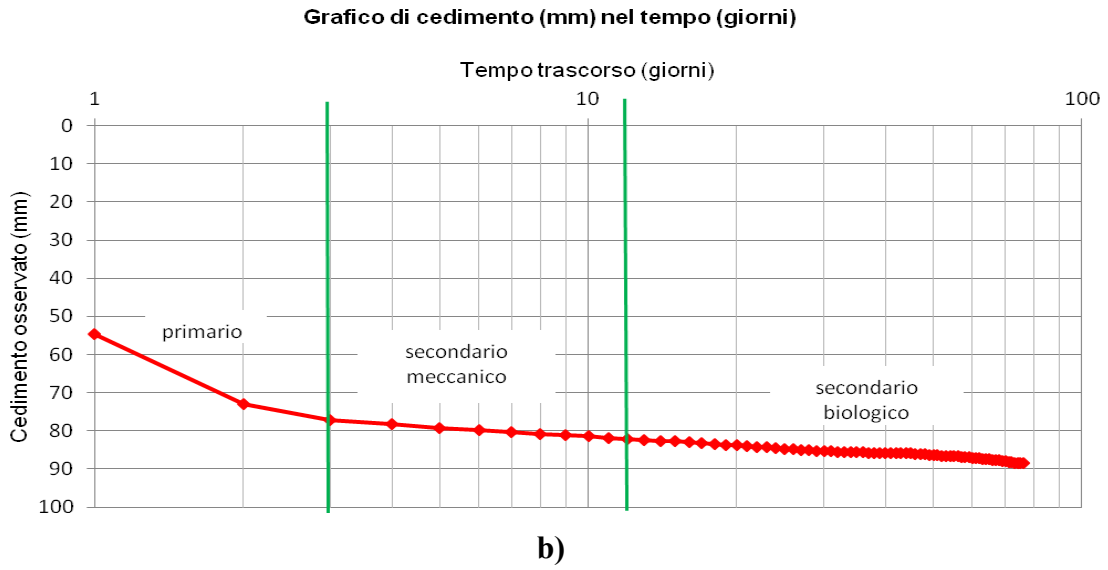


Fig. VI-31. a) Cedimenti totali rappresentati in grafico $\Delta h-t$ e **b)** in grafico $\Delta h-\log t$.

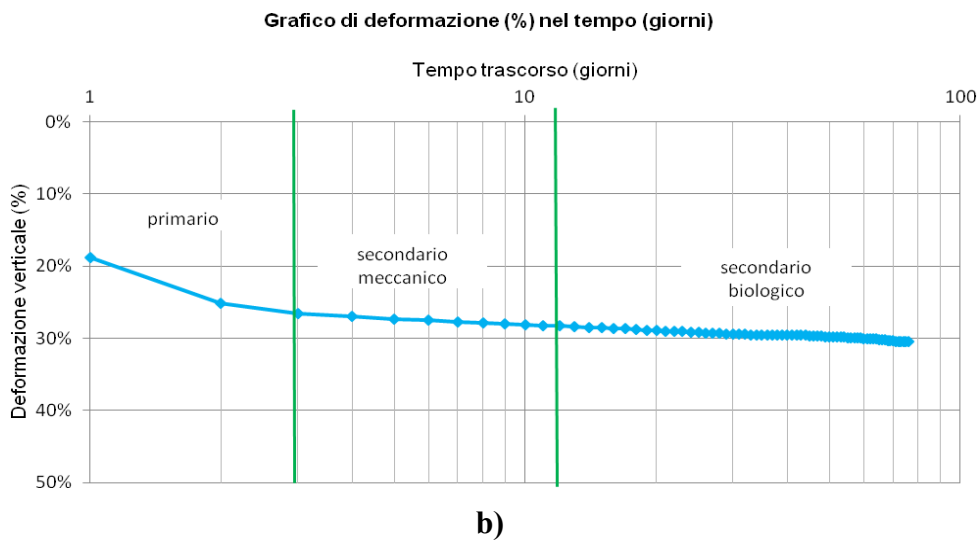
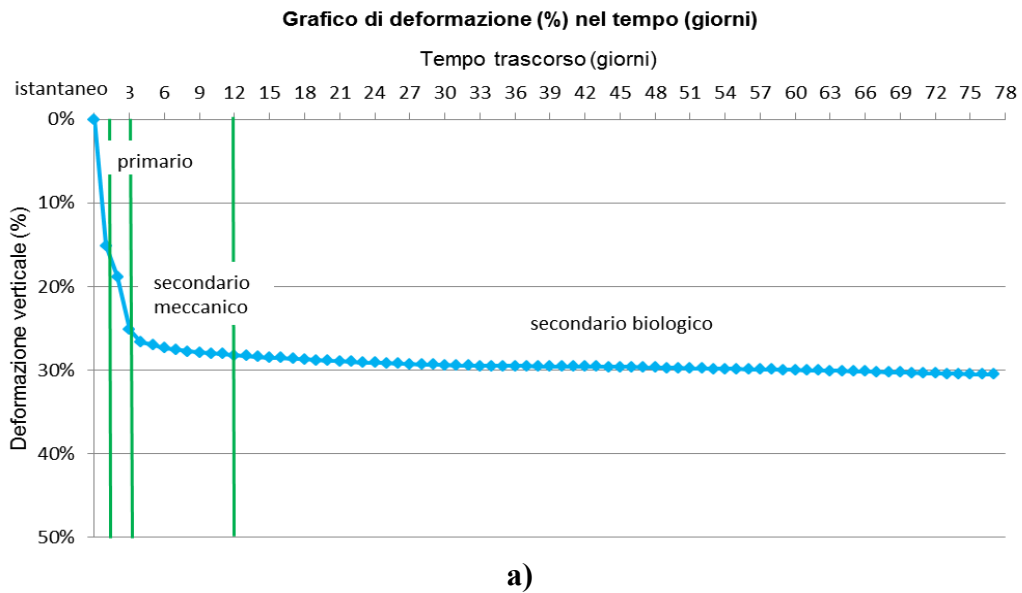


Fig. VI-32. a) Deformazione verticale totale rappresentata in grafico $\varepsilon-t$ e **b)** in grafico $\varepsilon-\log t$.

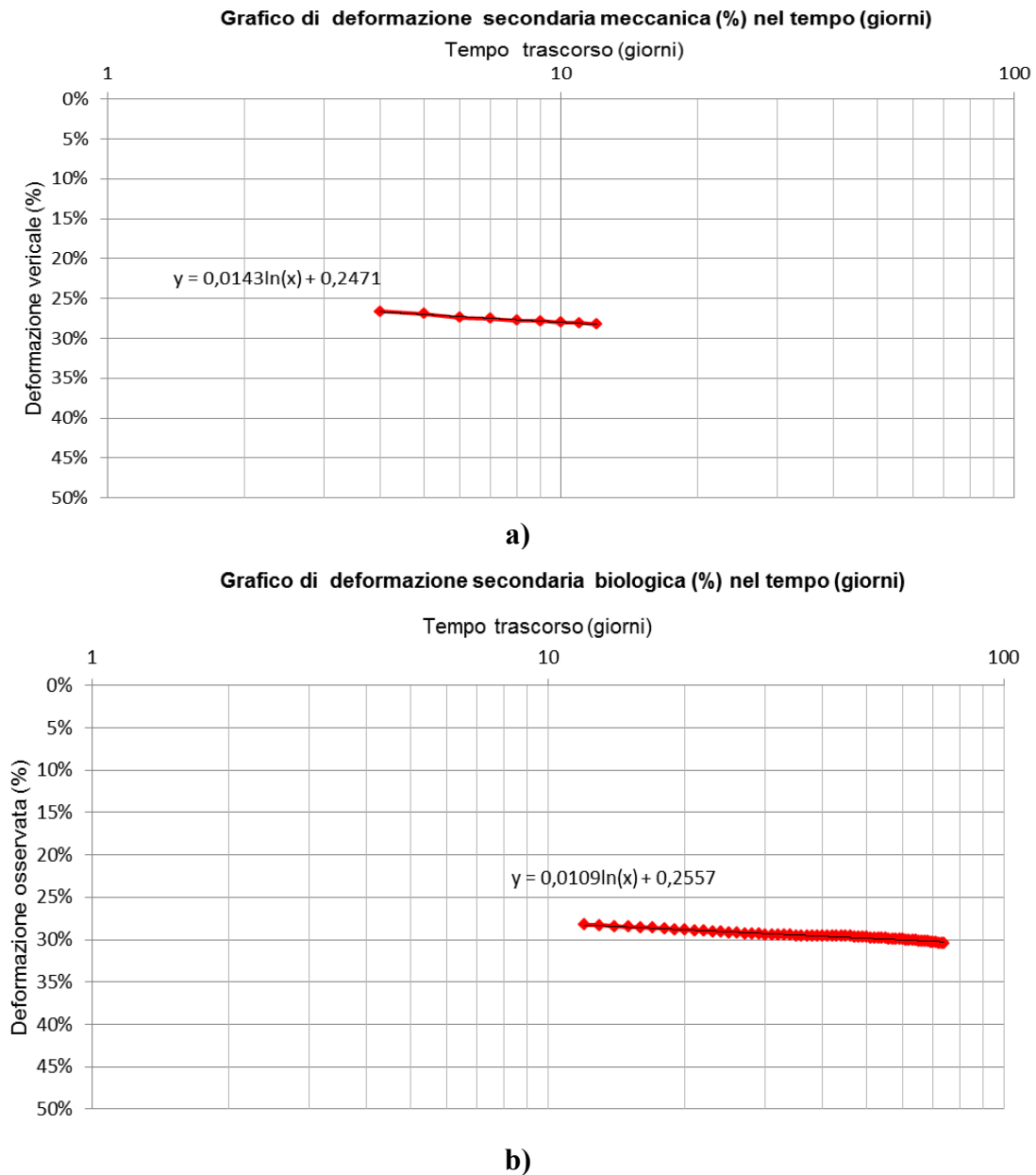


Fig. VI-33. a) Rappresentazione della deformazione secondaria meccanica e b) rappresentazione della deformazione secondaria biologica, in grafico ε -logt.

Analogamente al paragrafo 2.5.3 viene riportato il grafico dell'andamento del coefficiente di compressione secondaria nel tempo: la Fig. VI-34 presenta i valori incrementali giornalieri, ottenuti durante i giorni di misurazione. E' interessante notare come i valori più frequenti siano distribuiti tra 0,005 (esigua differenza nel cedimento secondario, tra due giorni successivi) e 0,080, con una densità maggiore attorno al valore 0,025. Il valore medio ottenuto per tutta la durata della compressione secondaria meccanica è espresso in Tab. VI-12, e vale 0,033, mentre quello di compressione secondaria biologica vale 0,025.

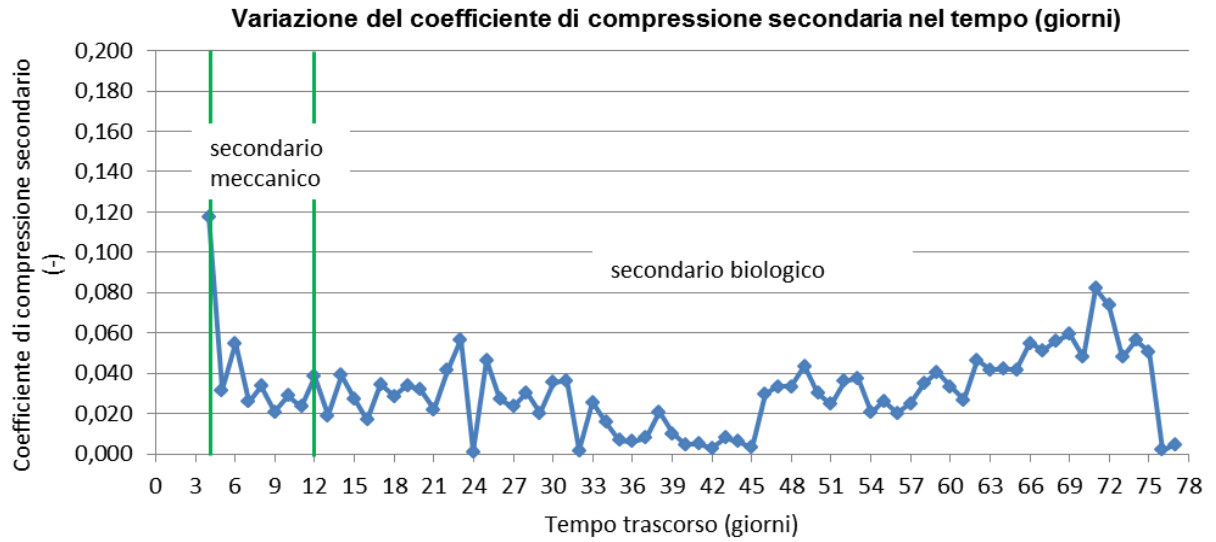


Fig. VI-34. Rappresentazione dei coefficienti di compressione secondaria nel tempo.

4. VALUTAZIONE DEL VOLUME DI GAS ALL'INTERNO DEL REATTORE

Il classico metodo usato per misurare il contenuto volumetrico di gas è basato sulla saturazione del campione con un volume di liquido conosciuto, dopo saturazione con CO₂, allo scopo di prevenire ogni intrappolamento del gas. Tuttavia, questo metodo viene usato solamente alla fine del test di compressione edometrica, e non è adatto per lo studio di un mezzo insaturo, qual è il rifiuto (Stoltz et al., 2010a). Allo scopo di evitare queste difficoltà, è stato concepito un sistema che permette di valutare il volume di gas (V_g) contenuto all'interno del rifiuto disposto all'interno della cella e, tramite determinate relazioni, ricavare i valori del contenuto volumetrico di gas e di porosità. La novità della ricerca consiste nella creazione, per il medesimo reattore, di due contenitori: uno riempito con aria, e l'altro con azoto.

4.1 Contenitore riempito con aria

Il contenitore riempito con aria è stato fatto coincidere con il sistema di rilevamento della quantità di biogas prodotta, già descritto nel paragrafo 3.3. Il volume del contenitore V_c è costituito dal volume d'aria contenuto all'interno del cilindro rovesciato, alla pressione P_c (depressione). Il primo parametro è quantificabile grazie alle graduazioni presenti sul cilindro graduato, che forniscono la lettura del volume in ml. Il valore di P_c , invece, può esser dedotto considerando che la pressione (negativa) dell'aria presente nella camera vuota del cilindro graduato rovesciato eguaglia la pressione della colonna d'acqua contenuta nel cilindro ($h_{colonna}$); pertanto, $P_c = -\gamma_w \times h_{colonna}$. Tale contenitore è collegato alla sommità dell'edometro tramite la tubazione di collettamento del biogas, munita di apposita valvola. Il sensore di pressione del reattore consente la lettura della pressione all'interno della cella, denominata P_r . Sempre all'interno del reattore, vengono considerati due volumi: un volume V_r occupato dal biogas all'interno delle camere libere dal rifiuto, ed il volume V_g , occupato anch'esso dal biogas, ma presente invece all'interno del rifiuto. Il procedimento di funzionamento prevede due step differenti:

Fase iniziale: la valvola che collega il contenitore al reattore viene chiusa per circa quattro ore. Il contenitore diventa un'unità a sè stante, e la pressione P_c ed il volume V_c si mantengono costanti. Nel reattore, invece, il volume V_r rimane costante, mentre la pressione P_r aumenta, a causa del biogas prodotto all'interno della cella nelle quattro ore.

Fase finale: dopo le quattro ore, la valvola viene aperta, creandosi un equilibrio di pressione: non esisteranno più P_c e P_r , ma un'unica pressione di equilibrio P_{eq} . Il volume V_r rimane costante, poiché non può variare all'interno della cella, mentre il volume V_c sarà incrementato di una quota ΔV (la pressione di equilibrio fa aumentare il quantitativo d'aria e biogas all'interno del cilindro graduato rovesciato e, quindi, abbassare la colonna d'acqua).

La relazione che unisce fase iniziale e finale è tratta dalla Legge di Boyle-Mariotte, usata per i gas perfetti, nell'assunzione che l'aria contenuta all'interno del cilindro graduato rovesciato sia un gas ideale:

$$V_c \times P_c + (V_r + V_g) \times P_r = (V_c + V_r + V_g + \Delta V) \times P_{eq}$$

$$V_g = \frac{(V_c \times P_c) + (V_r \times P_r) - ((V_c + V_r + \Delta V) \times P_{eq})}{(P_{eq} - P_r)}$$

La Fig. VI-35 mostra una schematizzazione della fase iniziale e finale del test col contenitore riempito con aria. La Tab. VI-16 riporta i valori trovati dei diversi parametri.

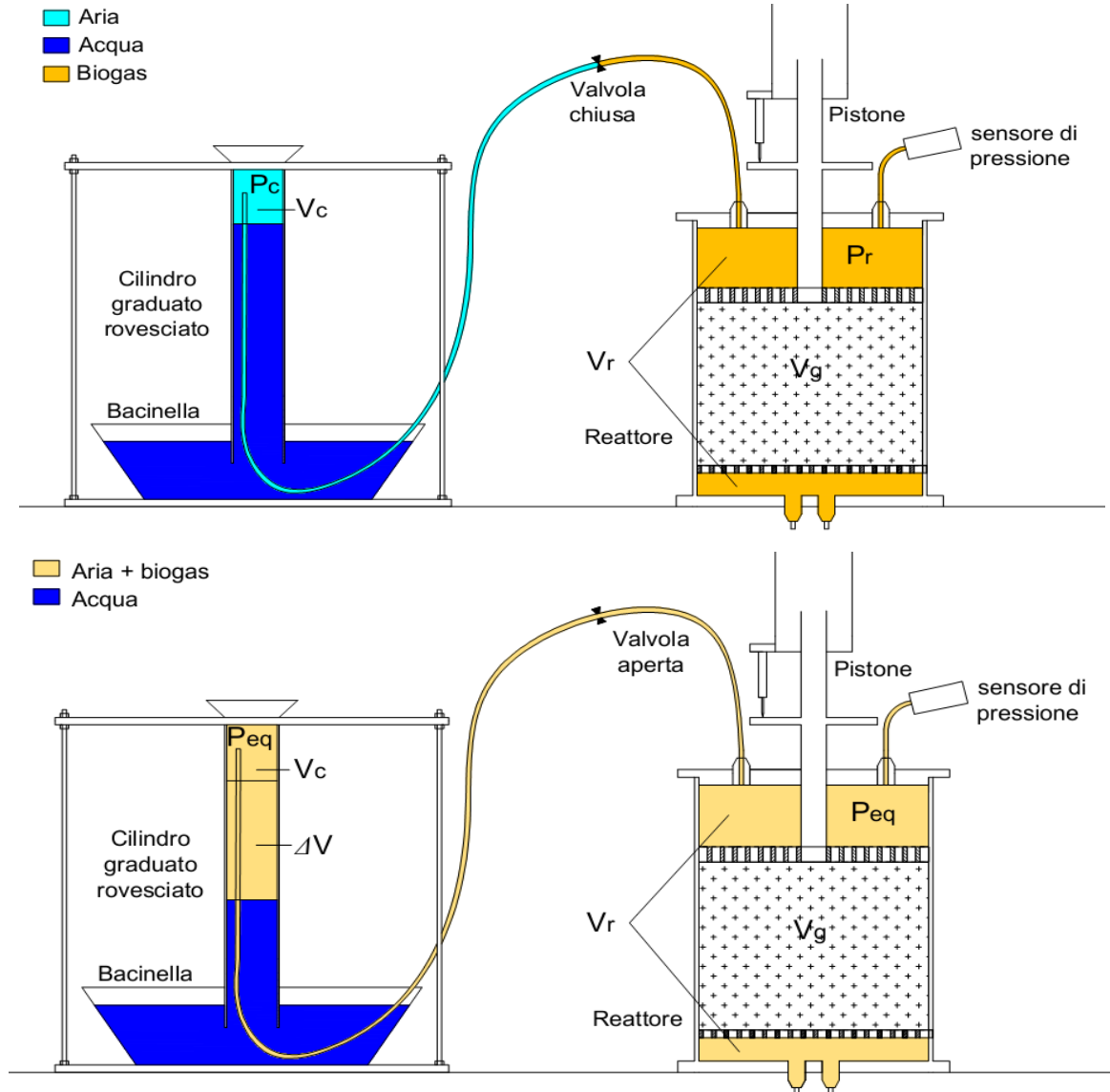


Fig. VI-35. Schematizzazione della fase iniziale e finale del test col contenitore riempito con aria.

Tab. VI-16. Valori trovati per i relativi parametri, nelle due fasi considerate.

<i>Fase iniziale</i>		<i>Fase finale</i>	
Contenitore	Reattore	Contenitore + Reattore	
Pressione	Pressione	Pressione	98,00
P_c	$e P_r$	P_{eq}	kPa
Volume	Volume	Volume	$0,150 + 0,420 + 7,413 + V_g$
V_c	$V_r + V_g$	$V_c + \Delta V + V_r + V_g$	$V_g = 1,803 \text{ dm}^3$

4.2 Contenitore riempito con azoto

Un altro tipo di contenitore di volume V_c è stato collegato, da una parte, alla sommità dell'edometro, tramite una cannetta munita di apposita valvola. Dall'altra parte, il medesimo contenitore è stato collegato, sempre tramite cannetta munita di valvola, ad una bombola di azoto. Un sensore di pressione (pressione massima: 8 kPa) è stato inserito nel contenitore, al fine di misurare la pressione dell'azoto all'interno di questo.

Il volume del contenitore V_c è pari a 11,5 litri. Il valore di P_c varia a seconda della quantità di azoto che viene immessa dalla bombola al contenitore, è rilevato dal sensore di pressione, ed è stato assunto pari a 6 kPa, leggermente al di sotto del massimo valore leggibile da parte del sensore. V_r e V_g sono considerate allo stesso modo di quanto riportato nel paragrafo precedente. La pressione P_r , invece, viene assunta pari alla pressione atmosferica. Il procedimento di funzionamento prevede due step differenti:

Fase iniziale: la valvola che collega il contenitore al reattore viene chiusa. Viene aperta, invece, la valvola collegante la bombola di azoto al contenitore, in modo da immettere il gas all'interno del contenitore da 11,5 litri. Il flusso di gas viene fermato, tramite chiusura della valvola, quando la pressione P_c , letta grazie al sensore di pressione, è di 6 kPa. Il contenitore diventa, perciò, un'unità chiusa, con la pressione P_c ed il volume V_c che si mantengono costanti. Nel reattore, il volume V_r rimane costante, mentre la pressione P_r del biogas è quella atmosferica, poiché, in questo caso, il procedimento è istantaneo, e non richiede un aumento di pressione di quattro ore, come nel caso precedente.

Fase finale: la valvola viene aperta dopo qualche minuto, e si crea un equilibrio di pressione: non esisteranno più P_c e P_r , ma un'unica pressione di equilibrio P_{eq} . Il volume V_r e V_c rimangono costanti, poiché non possono variare all'interno dei loro contenitori.

La relazione che unisce fase iniziale e finale è la seguente:

$$V_c \times P_c + (V_r + V_g) \times P_r = (V_c + V_r + V_g) \times P_{eq}$$

$$V_g = \frac{(V_c \times P_c) + (V_r \times P_r) - ((V_c + V_r) \times P_{eq})}{(P_{eq} - P_r)}$$

Il seguente procedimento è stato ripetuto per tre casi differenti:

- a) *operatività del reattore edometrico*: il test è stato effettuato quando il reattore è ancora operativo ed il rifiuto sta sperimentando il cedimento secondario bio-meccanico;
- b) *flushing con azoto*: consiste nell'apertura di tutte le valvole del reattore, con conseguente fuoriuscita del biogas, e successiva immissione di flusso di azoto nel reattore, per liberare tutti i pori dal biogas;
- c) *non operatività del reattore edometrico, dopo flushing con azoto*: il test è stato effettuato a fine prova; il rifiuto non produce più biogas, non è più soggetto a carichi esterni, ed è libero di rigonfiare.

La Fig. VI-36 presenta delle immagini relative a questo esperimento. La Fig. VI-37 mostra una schematizzazione della fase iniziale e finale del test col contenitore riempito con azoto, valida per il caso a) di *operatività del reattore edometrico*, mentre la Tab. VI-17 riporta i valori trovati per tale caso.

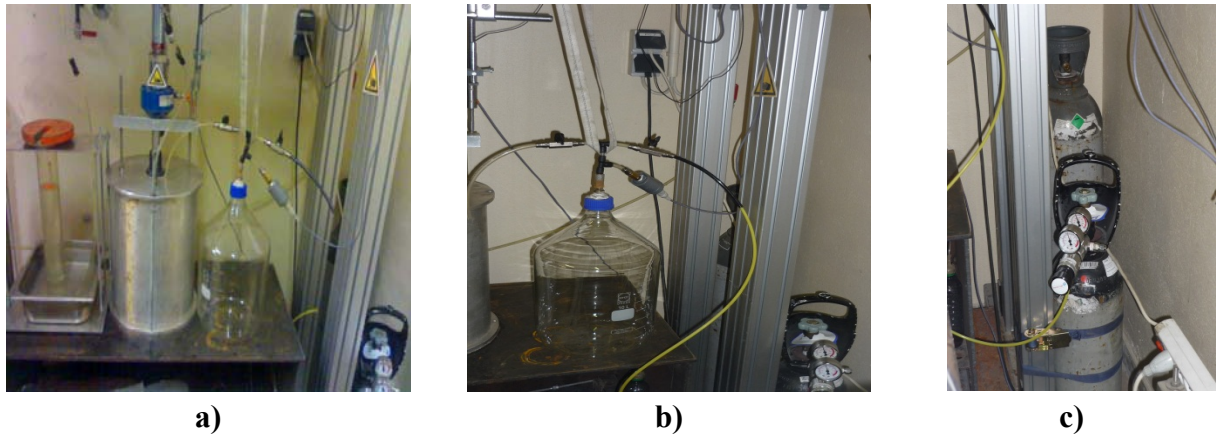


Fig. VI-36. Immagini relative al contenitore riempito di azoto: **a)** visione generale dei due piezometri; **b)** particolare del contenitore, con relativo sensore, connessioni e valvole; **c)** bombola di azoto.

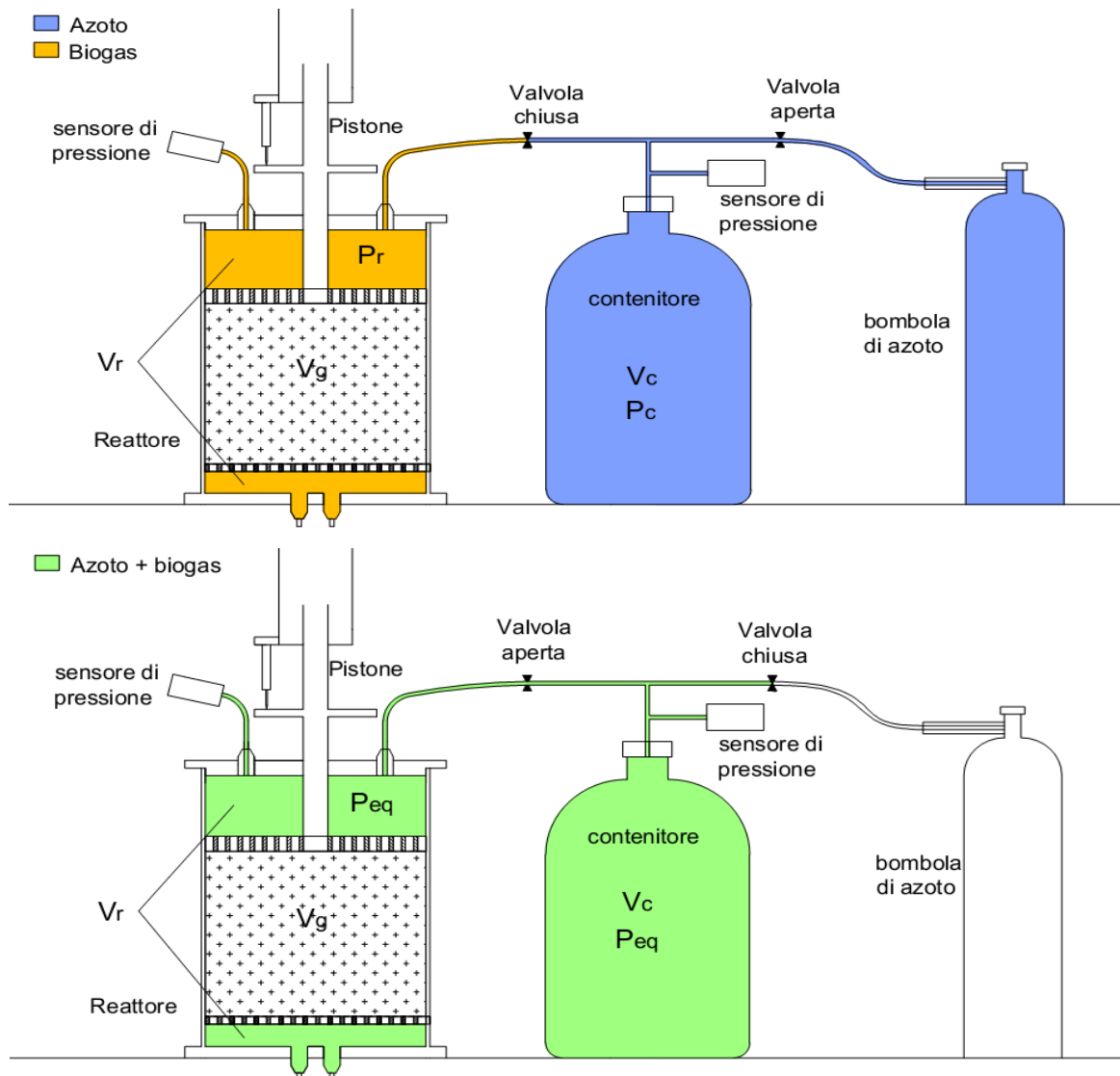


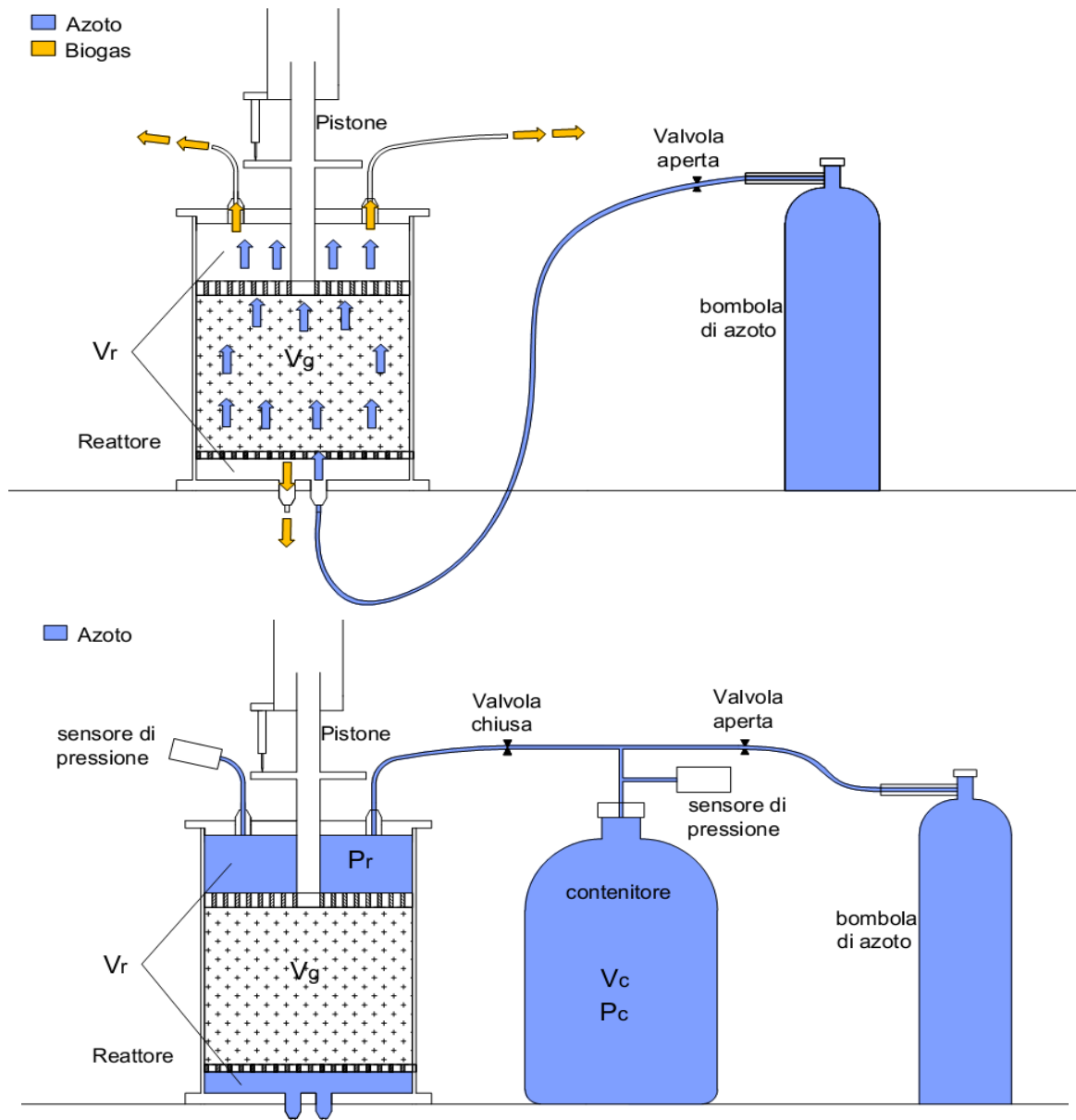
Fig. VI-37. Schematizzazione della fase iniziale e finale del test col contenitore riempito di azoto, valida nel caso *a)* di operatività del reattore edometrico.

Tab. VI-17. Valori trovati per i relativi parametri, nelle due fasi considerate, nel caso *a)* di operatività del reattore edometrico.

Fase iniziale		Fase finale	
Contenitore	Reattore	Contenitore + Reattore	
Pressione	106,00	Pressione	100,00
P_c	kPa	P_r	kPa
Volume	11,509	Volume	$7,408 \text{ dm}^3 +$
V_c	dm^3	$V_r + V_g$	V_g
		Pressione	103,16
		P_{eq}	kPa
		Volume	$11,509 + 7,408 + V_g$
		$V_c + V_r + V_g$	$V_g = 2,936 \text{ dm}^3$

La Fig. VI-38 mostra una schematizzazione della fase iniziale e finale del test col contenitore riempito con azoto, valida per il caso *b)* di *flushing con azoto*, mentre la Tab. VI-18 riporta i valori trovati per tale caso.

La Tab. VI-19 riporta i valori trovati per il caso *c)* di *non operatività del reattore edometrico, dopo flushing con azoto*.



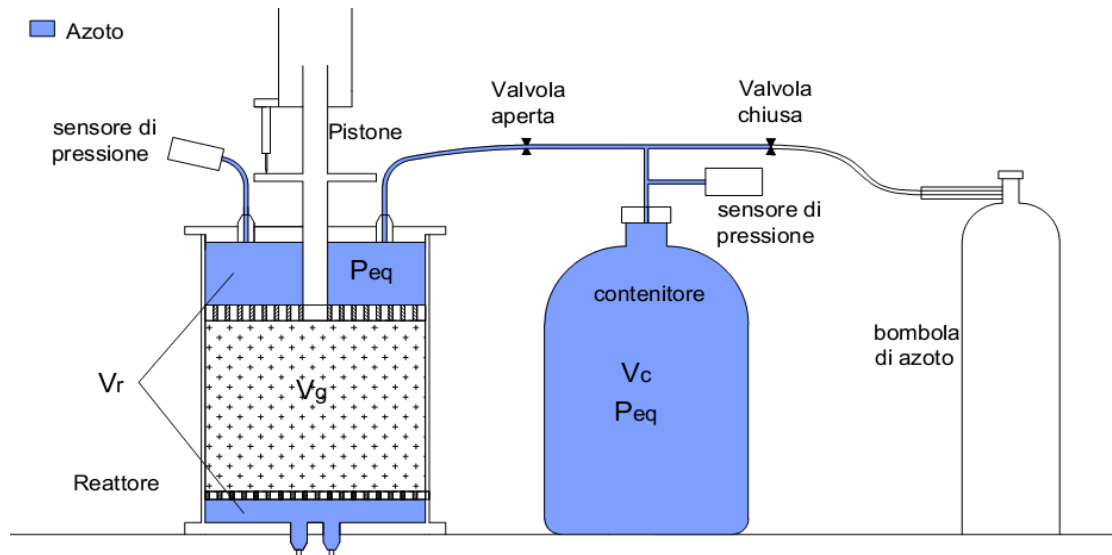


Fig. VI-38. Schematizzazione della fase preparatoria, iniziale e finale del test col contenitore riempito di azoto, valida nel caso *b)* di *flushing con azoto*.

Tab. VI-18. Valori trovati per i relativi parametri, nelle due fasi considerate, nel caso *b)* di *flushing con azoto*.

Fase iniziale		Fase finale	
Contenitore	Reattore	Contenitore + Reattore	
Pressione	106,00	Pressione	103,32
P_c	kPa	P_{eq}	kPa
Volume	11,509	Volume	$11,509 + 7,408 + V_g$
V_c	dm^3	$V_c + V_r + V_g$	$V_g = 1,883 \text{ dm}^3$

Tab. VI-19. Valori trovati per i relativi parametri, nelle due fasi considerate, nel caso *c)* di *non operatività del reattore edometrico, dopo flushing con azoto*.

Fase iniziale		Fase finale	
Contenitore	Reattore	Contenitore + Reattore	
Pressione	106,00	Pressione	103,29
P_c	kPa	P_{eq}	kPa
Volume	11,509	Volume	$11,509 + 7,408 + V_g$
V_c	dm^3	$V_c + V_r + V_g$	$V_g = 2,072 \text{ dm}^3$

4.3 Risultato dell'esperimento

Dai dati registrati utilizzando le due tipologie di contenitore, è possibile stabilire una certa correlazione tra i due esperimenti. Il valore del volume di gas V_g determinato tramite il primo esperimento, che fa uso del contenitore riempito con aria, sembra esser abbastanza verosimile. La prova, infatti, è stata ripetuta per tre volte consecutive, ed ha dato sempre il valore costante di $1,80 \text{ dm}^3$ di biogas contenuti nel rifiuto.

Per quanto riguarda il secondo esperimento, che fa uso del contenitore riempito con azoto, i risultati sono discordanti, a seconda che si consideri il caso *a)* di *operatività del reattore*

edometrico, il caso *b*) di *flushing con azoto*, o il caso *c*) di *non operatività del reattore edometrico*, dopo *flushing con azoto*.

Il primo caso sovrastima di 1,6 volte il valore di V_g trovato col precedente esperimento, dando un valore di $2,94 \text{ dm}^3$. Il motivo di questa discordanza sembra esser dato dal fatto che, nelle condizioni di equilibrio, la miscela di metano, anidride carbonica e azoto produce una pressione di equilibrio P_{eq} (è da ricordare che ogni singola componente ha una propria pressione parziale), che è più bassa di quella che si potrebbe ottenere, se venisse utilizzato solamente l'azoto. Nel caso *b*), infatti, tutte le valvole del reattore sono state aperte, con conseguente fuoriuscita di tutto il biogas contenuto all'interno del reattore; successivamente, è stato immesso un flusso continuo di azoto nel reattore, sempre a valvole aperte, per poter liberare tutti i pori dal biogas. In seguito, è stata riprodotta la medesima procedura del caso *a*), distinguendo tra fase iniziale e finale, come riportato nel paragrafo 4.2. In questo caso, però, sia nella fase iniziale che in quella finale, è presente azoto all'interno del reattore, e non più biogas, essendo stato completamente depurato. Il valore di V_g ottenuto tramite questo caso, è di $1,80 \text{ dm}^3$, esattamente come nell'esperimento del contenitore riempito con aria. Il motivo di questo risultato può esser dovuto al fatto che l'azoto è un gas perfetto, e segue la legge di Boyle-Mariotte, cosa che sembra non avvenire per miscele di metano, anidride carbonica ed azoto. Pertanto, il valore finale assunto del volume di gas contenuto all'interno del rifiuto del reattore è $V_g = 1,80 \text{ dm}^3$.

5. RISULTATI FINALI DELLE PROVE DI LABORATORIO

Alla fine dei due test, i rifiuti sono stati estratti dai rispettivi reattori. Quindi, sono stati pesati e posti in forno termostatico, alla temperatura di 80°C per 72 ore, al fine di calcolarne il contenuto d'acqua gravimetrico a fine prova. I dati relativi ai due rifiuti, nella fase finale di estrazione, sono riportati nei paragrafi seguenti.

5.1 Apertura del reattore del *Test 1P*

La Tab. VI-20 riassume i valori dei principali parametri del rifiuto, nella fase iniziale e finale del test, allo scopo di notarne la variazione subita.

Tab. VI-20. Principali caratteristiche del reattore e del rifiuto al termine della prova.

Parametro	Simbolo	Valore iniziale	Valore finale
Altezza del rifiuto	h_0	0,3650 m	0,2089 m
Area cella	A	0,0567 m ²	0,0567 m ²
Volume occupato dal rifiuto	V_t	0,02070 m ³	0,01180 m ³
Massa umida del rifiuto	m_h	4,000 kg	5,650 kg
Massa secca del rifiuto	m_d	3,167 kg	2,203 kg
Massa d'acqua del rifiuto	m_w	0,833 kg	3,447 kg
Densità umida	$\rho_{h,comp}$	0,200 t/m ³	0,480 t/m ³
Contenuto d'acqua gravimetrico	w	26,30%	156,47%

Analizzando la Tab. VI-20, è possibile notare una diminuzione in altezza, dovuta al cedimento, dal valore iniziale di 36,50 cm al valore finale di 20,89 cm, con conseguente riduzione di volume, da 20,70 dm³ a 11,80 dm³. La massa umida del rifiuto è, invece, aumentata passando da 4,000 kg a 5,650 kg, con un aumento di 1,650 kg. Questo è dovuto, sostanzialmente, al percolato aggiunto ogni settimana, che ha contribuito all'innalzamento della quantità d'acqua presente all'interno del rifiuto. Ciò è testimoniato, soprattutto, dall'aumento del contenuto d'acqua gravimetrico che, a partire dal valore iniziale di 26,30%, ha raggiunto valori simili alla capacità di campo del rifiuto (156,47%, nei confronti di $FC=159,30\%$ di Tab. VI-7). La massa d'acqua, pertanto, è passata da 0,833 kg a 3,447 kg, con un aumento di 2,614 kg. Al contrario, la massa secca del rifiuto è diminuita da 3,167 kg a 2,203 kg, con una perdita di 0,964 kg. Il rifiuto, a seguito della compressione subita, ha variato la sua densità umida da 0,200 t/m³ a 0,480 t/m³, subendo un aumento della densità di quasi 2,5 volte.

5.1.1 Bilancio di massa relativo alla quantità d'acqua

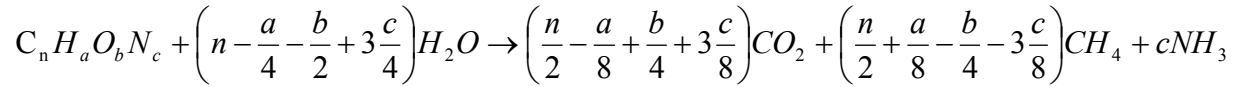
Un interessante metodo di calcolo del bilancio di massa, relativo alla quantità d'acqua, è quello proposto da Bayard et al. (2013), i quali definiscono la seguente relazione iniziale:

$$m_{w,waste}^t = m_{w,waste}^0 + m_{w,L}^{in,t} - m_{w,L}^{out,t} - m_{w,G}^{out,t} - m_{w,bio}^t$$

in cui $m_{w,waste}^t$ = massa d'acqua finale, al tempo t di fine prova; $m_{w,waste}^0$ = massa d'acqua iniziale, al tempo $t=0$; $m_{w,L}^{in,t}$ = massa di liquido (percolato) aggiunto durante la prova;

$m^{out,t}_{w,L}$ = massa di liquido (percolato) uscente dal reattore, durante la prova; $m^{out,t}_{w,G}$ = massa d'acqua contenuta nel biogas prodotto e $m^t_{w,bio}$ = massa d'acqua consumata nelle reazioni di biodegradazione. Tutte queste masse d'acqua sono espresse in kg.

In particolare, $m^t_{w,bio}$ deve esser trovato conoscendo la composizione stechiometrica del rifiuto, secondo la seguente relazione:



in cui n , a , b e c = numeri dedotti dall'analisi stechiometrica elementare del rifiuto. Bayard et al. (2013) riportano una formula della composizione del rifiuto, ottenuta dai risultati di un'analisi stechiometrica prodotta dall'APHA (1998), in cui $n = 1,000$; $a = 1,815$; $b = 0,630$; $c = 0,025$ e quindi $C_{1,000}H_{1,815}O_{0,630}N_{0,025}$.

La massa d'acqua consumata nelle reazioni di biodegradazione viene calcolata come segue:

$$m^t_{w,bio} = \frac{\left(n - \frac{a}{4} - \frac{b}{2} + 3 \frac{c}{4} \right)}{\left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - 3 \frac{c}{8} \right)} \times \frac{M_{H_2O}}{V_m} \times V_{CH_4}^{out,t}$$

in cui M_{H_2O} = massa molare dell'acqua (0,018 kg/mol), V_m = volume molare del metano (0,0224 m³/mol) e $V_{CH_4}^{out,t}$ = volume di metano estratto durante il periodo del test (Nm³).

Per il *Test IP* si sono ottenuti i seguenti valori:

- $m^0_{w,waste} = 0,833$ kg (da Tab. VI-9 e Tab. VI-20);
- $m^{in,t}_{w,L} = 23,000$ kg (è la somma dei quantitativi settimanali di percolato aggiunti, da Tab. VI-11);
- $m^{out,t}_{w,L} = 20,790$ kg (è la somma dei quantitativi settimanali di percolato estratto dal reattore, da Tab. VI-11);
- $m^{out,t}_{w,G} \approx 0$ (come dimostrato da Bayard et al. (2013) nel loro lavoro, i valori di questo parametro sono generalmente molto piccoli, all'incirca di un ordine di grandezza inferiore rispetto a $m^0_{w,waste}$. Pertanto, tale parametro viene supposto trascurabile);
- $V^{out,t}_{CH_4} = 0,015$ Nm³ di metano (il rifiuto ha prodotto complessivamente, nei 180 giorni di prova, 8,4 Nm³ biogas/t DM (paragrafo 2.5.2). Questi corrispondono, essendo la materia secca del rifiuto pari a 3,167 kg o 0,003167 t DM, a 0,0266 Nm³ di biogas. Supponendo una produzione di metano al 55%, rispetto a quella del biogas, di ottiene il valore summenzionato);
- $m^t_{w,bio} = 0,005$ kg (ottenuto usando le due formule soprascritte, con i rispettivi valori considerati).

Pertanto, il valore di $m^t_{w,waste}$ trovato è di 3,038 kg, valore che si discosta del +14% dal valore della massa d'acqua a fine prova (2,614 kg).

5.2 Apertura del reattore del *Test 1G*

La Fig. VI-39 presenta alcune immagini relative alla fase terminale del test ed all'apertura del reattore considerato, mentre la Tab. VI-21 riassume i valori dei principali parametri del rifiuto, nella fase iniziale e finale del test, allo scopo di notarne la variazione subita.

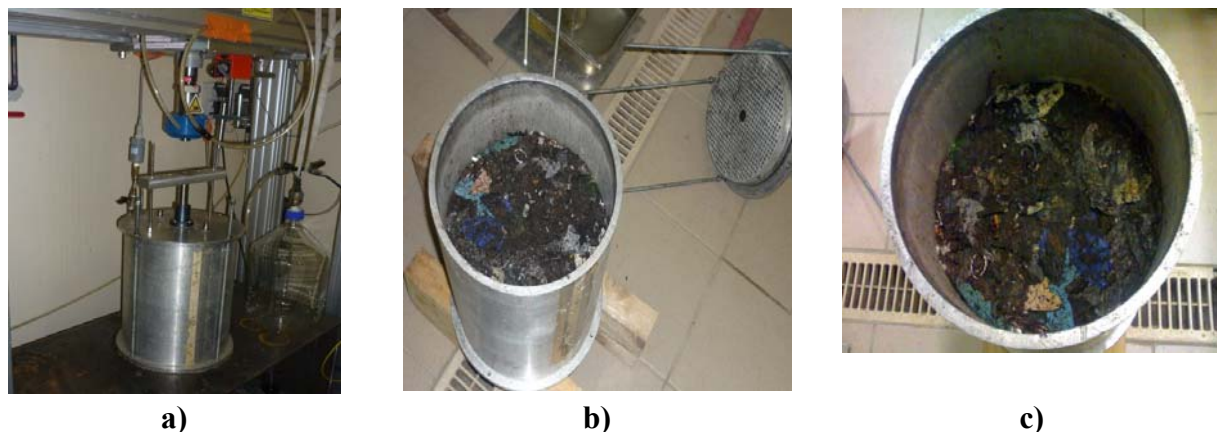


Fig. VI-39. Immagini relative alla fase terminale del test: **a)** arresto e risalita del pistone; **b)** rimozione del tappo di chiusura della cella; **c)** compattazione del rifiuto subita durante il test.

Tab. VI-21. Principali caratteristiche del reattore e del rifiuto al termine della prova.

Parametro	Simbolo	Valore iniziale	Valore finale
Altezza del rifiuto	h_0	0,2900 m	0,2016 m
Area cella	A	0,0572 m ²	0,0572 m ²
Volume occupato dal rifiuto	V_t	0,01660 m ³	0,01154 m ³
Massa umida del rifiuto	m_h	12,030 kg	11,365 kg
Massa secca del rifiuto	m_d	7,890 kg	7,505 kg
Massa d'acqua del rifiuto	m_w	4,140 kg	3,860 kg
Densità umida	$\rho_{h,comp}$	0,725 t/m ³	0,985 t/m ³
Contenuto d'acqua gravimetrico	w	52,47%*	51,44%

* per questo test si era considerato $w_0 = FC$ (paragrafo 3.3)

Analizzando la Tab. VI-21, è possibile notare una diminuzione in altezza, dovuta al cedimento, dal valore iniziale di 29,00 cm al valore finale di 20,16 cm, con conseguente riduzione di volume, da 16,60 dm³ a 11,54 dm³. Anche la massa umida del rifiuto è diminuita, passando da 12,030 kg a 11,365 kg, con una differenza di 0,665 kg, producendo anche un aumento della densità umida da 0,725 a 0,985 t/m³. A differenza del precedente reattore, in questo caso si ha una diminuzione di massa umida finale, poiché non è stato aggiunto percolato al rifiuto. In queste condizioni, la produzione di biogas ha contribuito alla riduzione della massa secca e della massa d'acqua del rifiuto. Infatti, la massa d'acqua di partenza, di 4,140 kg, è diminuita a 3,860 kg, con una differenza di 0,280 kg. Il contenuto d'acqua gravimetrico iniziale, supposto coincidere con la capacità di campo, date le condizioni iniziali cui il rifiuto è stato sottoposto (paragrafo 3.3), è passato da $w_0 = FC = 52,47\%$ a $w_{finale} = 51,44\%$, con una diminuzione dell'1,03%. La massa secca del rifiuto, invece, è diminuita da 7,890 kg a 7,505 kg, con una perdita di 0,385 kg.

5.2.1 Bilancio di massa relativo alla quantità d'acqua

Viene eseguito il medesimo bilancio di massa, relativo alle quantità d'acqua, presentato nel paragrafo 5.1.1.

Per il *Test 1G* si sono ottenuti i seguenti valori:

- $m_{w,waste}^0 = 4,140$ kg (da Tab. VI-13 e Tab. VI-21);
- $m_{w,L}^{in,t} = 0$ kg (nessuna iniezione di liquido per questo test);
- $m_{w,L}^{out,t} = 0,280$ kg (quantitativo di percolato estratto dal reattore, dal paragrafo 3.5.2);
- $m_{w,G}^{out,t} \approx 0$ (vedi paragrafo 5.1.1);
- $V_{CH_4}^{out,t} = 0,068$ Nm³ di metano (il rifiuto ha prodotto complessivamente, nei 77 giorni di prova, 18 Nm³ biogas/t DM (paragrafo 3.5.3). Questi corrispondono, essendo la materia secca del rifiuto pari a 7,890 kg o 0,00789 t DM, a 0,1420 Nm³ di biogas. Considerando le percentuali di produzione di metano presenti in Fig. VI-29, si ottiene il valore summenzionato);
- $m_{w,bio}^t = 0,024$ kg (ottenuto usando le formule di paragrafo 5.1.1, con i rispettivi valori considerati).

Pertanto, il valore di $m_{w,waste}^t$ trovato è di 3,836 kg, valore che si discosta del -0,6% dal valore della massa d'acqua a fine prova (3,860 kg).

5.2.2 Deduzione dei parametri fisici durante e alla fine del Test 1G

I risultati di cedimento ottenuti per il rifiuto del *Test 1G* (paragrafo 3.5.5) uniti ai risultati dell'esperimento fatto per la determinazione del volume di gas V_g contenuto nel rifiuto (paragrafo 4), costituiscono il corollario di partenza sulla base del quale ricavare i parametri fisici più importanti, relativi al rifiuto utilizzato.

Applicando le relazioni teoriche presenti nel paragrafo 5.2 del Capitolo I, proposte da Stoltz et al. (2010a), è possibile eseguire un confronto tra i valori dei parametri fisici trovati tramite queste relazioni e i valori reali ricavati durante e alla fine della prova.

Innanzitutto, per ogni singola settimana, è possibile monitorare l'andamento dei cedimenti, della deformazione e, conoscendo il valore dell'area della cella (0,0572 m²), anche il valore del volume di rifiuto nel reattore, come riportato in Tab. VI-22.

- Il primo parametro che è possibile ricavare è la densità secca ρ_d del rifiuto compattato, per ogni step settimanale. Partendo dal valore iniziale $\rho_{d0} = 0,475$ t/m³ (=0,00789 t / 0,01660 m³) gli altri valori sono dedotti dalla seguente relazione:

$$\rho_d = \frac{\rho_{d0}}{1 - \frac{\Delta h}{h_0}}$$

- Il contenuto d'acqua gravimetrico w , invece, è dedotto dalla seguente espressione:

$$w = w_0 - \frac{m_{l,out}}{m_d}$$

in cui $w_0 = FC = 52,47\%$; $m_{l,out}$ = massa del liquido drenata all'esterno durante la fase di compressione (kg) e m_d varia da 7,890 kg, ad inizio prova, a 7,505 kg, a fine prova.

Tab. VI-22. Valori dei principali parametri fisico-meccanici, per tutta la durata del test.

Settimana (giorni)	Altezza del rifiuto $h(t)$ (m)	Cedimento $\Delta h(t)$ (m)	Deformazione $\varepsilon(t)$ (-)	Volume $V_t(t)$ (m ³)
0 (inizio)	0,2900	0	0	0,01660
1 ^a (7 giorni)	0,2096	0,0804	0,277	0,01199
2 ^a (14 giorni)	0,2074	0,0826	0,285	0,01187
3 ^a (21 giorni)	0,2059	0,0841	0,290	0,01179
4 ^a (28 giorni)	0,2049	0,0851	0,293	0,01173
5 ^a (35 giorni)	0,2044	0,0856	0,295	0,01170
6 ^a (42 giorni)	0,2042	0,0858	0,296	0,01169
7 ^a (49 giorni)	0,2037	0,0863	0,298	0,01166
8 ^a (56 giorni)	0,2033	0,0867	0,299	0,01163
9 ^a (63 giorni)	0,2027	0,0873	0,301	0,01160
10 ^a (70 giorni)	0,2020	0,0880	0,303	0,01156
11 ^a (77 giorni)	0,2016	0,0884	0,305	0,01154

- La densità totale umida del rifiuto compattato ρ_h , il cui valore iniziale è di 0,725 t/m³, viene calcolato, ad ogni step, facendo uso della relazione:

$$\rho_h = \frac{m_t}{V_t} = (1 + w)\rho_d$$

- Il contenuto d'acqua volumetrico θ_l è calcolato con la relazione:

$$\theta_l = \frac{V_l}{V_t} = w \frac{\rho_d}{\rho_l}$$

I valori ottenuti per questi parametri fisici, ogni settimana, sono riportati in Tab. VI-23, assieme al valore reale ottenuto a fine prova, in modo da ottenere un paragone tra i valori teorici, ottenuti usando le relazioni di Stoltz et al. (2010a), e i valori effettivamente registrati.

- Essendo il volume totale dei rifiuti V_t , a fine prova, pari a 11,54 dm³, mentre quello di biogas contenuto nel rifiuto V_g pari a 1,80 dm³, dalla seguente relazione:

$$\theta_g = \frac{V_g}{V_t}$$

ne deriva un valore di contenuto volumetrico di biogas finale θ_g pari a 0,156.

- Sommando il valore del contenuto volumetrico finale d'acqua e di gas, è possibile ottenere il valore finale di porosità, ovvero $\theta_l + \theta_g = n_{finale} = 0,496 + 0,156 = 0,652$. Utilizzando la relazione:

$$n = n_0 - \Delta n = n_0 - \frac{(1 - n_0) \frac{\Delta h}{h_0}}{\left(1 - \frac{\Delta h}{h_0}\right)}$$

e conoscendo i valori di porosità finale $n = n_{finale}$ e di cedimento finale Δh , è possibile risalire al valore di porosità iniziale n_0 , e quindi a tutti gli altri valori di porosità, per ogni

step settimanale. Applicando la relazione $\theta_g = n - \theta_l$, una volta conosciuti tutti i valori settimanali di porosità è possibile derivare quelli di contenuto volumetrico di gas.

Tab. VI-23. Valori dei principali parametri fisico-idraulici, per tutta la durata del test.

Settimana (giorni)	Densità secca ρ_d (t/m ³)	Massa di liquido drenata $m_{l,out}$ (kg)	Contenuto d'acqua gravimetrico w (-)	Densità totale ρ_h (t/m ³)	Contenuto d'acqua volumetrico θ_l (-)
0 (inizio)	0,475	0	0,5247	0,725	0,3803
1 ^a (7 giorni)	0,658	0	0,5247	1,003	0,5264
2 ^a (14 giorni)	0,665	0	0,5247	1,014	0,5319
3 ^a (21 giorni)	0,669	0	0,5247	1,021	0,5356
4 ^a (28 giorni)	0,673	0	0,5247	1,026	0,5383
5 ^a (35 giorni)	0,675	0	0,5247	1,028	0,5396
6 ^a (42 giorni)	0,675	0	0,5247	1,029	0,5402
7 ^a (49 giorni)	0,677	0,090	0,5127	1,024	0,5249
8 ^a (56 giorni)	0,678	0,180	0,5007	1,018	0,5097
9 ^a (63 giorni)	0,680	0,180	0,5007	1,021	0,5111
10 ^a (70 giorni)	0,683	0,240	0,4927	1,019	0,5020
11 ^a (77 giorni)	0,684	0,280	0,4874	1,017	0,4958
Valore reale a					
fine prova	0,651	0,280	0,5144	0,985	

Dalla conoscenza della porosità, inoltre, è possibile ricavare anche i valori dei seguenti parametri:

- indice dei vuoti e :

$$e = \frac{V_v}{V_s} = \frac{n}{1-n}$$

- densità solida ρ_s :

$$\rho_s = \frac{m_s}{V_s} = \frac{\rho_d}{(1-n)}$$

- grado di saturazione del liquido S_l :

$$S_l = \frac{V_l}{V_v} = \frac{\theta_l}{n}$$

- grado di saturazione del gas S_g :

$$S_g = \frac{V_g}{V_v} = \frac{\theta_g}{n} = 1 - S_l$$

I valori ottenuti, ogni settimana, per questa ultima serie di parametri fisici sono riportati in Tab. VI-24.

Tab. VI-24. Valori dei principali parametri fisico-idraulici, per tutta la durata del test.

Settimana (giorni)	Porosità n (-)	Contenuto volumetrico di gas θ_g (-)	Indice dei vuoti e (-)	Grado di saturazione del liquido S_l (-)	Grado di saturazione del gas S_g (-)
0 (inizio)	0,760	0,3797	3,167	0,500	0,500
1 ^a (7 giorni)	0,668	0,1415	2,011	0,788	0,212
2 ^a (14 giorni)	0,664	0,1325	1,979	0,801	0,199
3 ^a (21 giorni)	0,662	0,1265	1,959	0,809	0,191
4 ^a (28 giorni)	0,660	0,1220	1,944	0,815	0,185
5 ^a (35 giorni)	0,659	0,1198	1,937	0,818	0,182
6 ^a (42 giorni)	0,659	0,1990	1,934	0,819	0,181
7 ^a (49 giorni)	0,658	0,1335	1,927	0,797	0,203
8 ^a (56 giorni)	0,658	0,1479	1,921	0,775	0,225
9 ^a (63 giorni)	0,657	0,1456	1,913	0,778	0,222
10 ^a (70 giorni)	0,655	0,1534	1,902	0,776	0,234
11 ^a (77 giorni)	0,652	0,1563	1,875	0,760	0,240

6. APPLICAZIONE DEL MODELLO BIO-MECCANICO E DISCUSSIONE DEI RISULTATI OTTENUTI

6.1 Applicazione del modello bio-meccanico al *Test 1P*

L'applicazione del modello bio-meccanico ai dati osservati, viene svolta, per praticità, in step successivi, in maniera completamente analoga all'applicazione di paragrafo 4.6 del Capitolo IV.

STEP 1: Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto (Tab. VI-25).

Tab. VI-25. Frazioni merceologiche in percentuale (% sostanza secca).

Passante al $D=20$ mm	Frazioni organiche $f_{i,bio}$				Altre frazioni			
	Contenuto putrescibile	Carta e cartoni	Tessili	Legno e vegetali	Plastica	Vetro	Metalli	Inerti
7,9%	18,1%	16,6%	5,8%	16,4%	19,9%	7,1%	2,2%	6,0%

STEP 2: Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s0} (Tab. VI-26).

Nel calcolo della densità secca e della densità dei solidi organici, è stato seguito il procedimento precedentemente illustrato nei paragrafi 2.2 e 4.2 del Capitolo IV.

Tab. VI-26. Tabella di calcolo della densità iniziale secca e solida organica del rifiuto.

Componente	Frazione secca f_i	Densità secca $\rho_{d,i}$	Densità solida $\rho_{s,i}$	Frazione secca/ densità secca	Frazione secca/ densità solida	Frazione secca/ densità solida organica
Passante al $D=20$ mm	7,9%	1,00	1,25	0,079	0,063	0,063
Materiale putrescibile	18,1%	1,00	1,25	0,181	0,145	0,145
Carta e cartoni	16,6%	0,40	2,00	0,415	0,083	0,083
Tessili	5,8%	0,30	0,43	0,193	0,135	0,135
Legno	8,9%	1,00	1,25	0,089	0,071	0,071
Vegetali	7,5%	1,00	1,25	0,075	0,060	0,060
Plastica	19,9%	1,00	1,00	0,199	0,199	–
Vetro	7,1%	2,90	2,90	0,024	0,024	–
Metalli	2,2%	6,00	6,00	0,004	0,004	–
Inerti	6,0%	4,00	4,00	0,015	0,015	–
SOMMA	100,0%	–	–	1,274	0,799	0,557
				$\rho_{d0}=0,785$	$\rho_{s0}=1,251$	$\rho_{s0}=0,872$

STEP 3: Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri $C_{\alpha\epsilon M}$ e t_{100} (Fig. VI-40, Tab.VI-27)

Come già visto nel paragrafo 2.5.3 il parametro $t_{100} = 15$ giorni, mentre il valore del coefficiente di compressione secondario meccanico $C_{\alpha\epsilon M}$ è di 0,058.

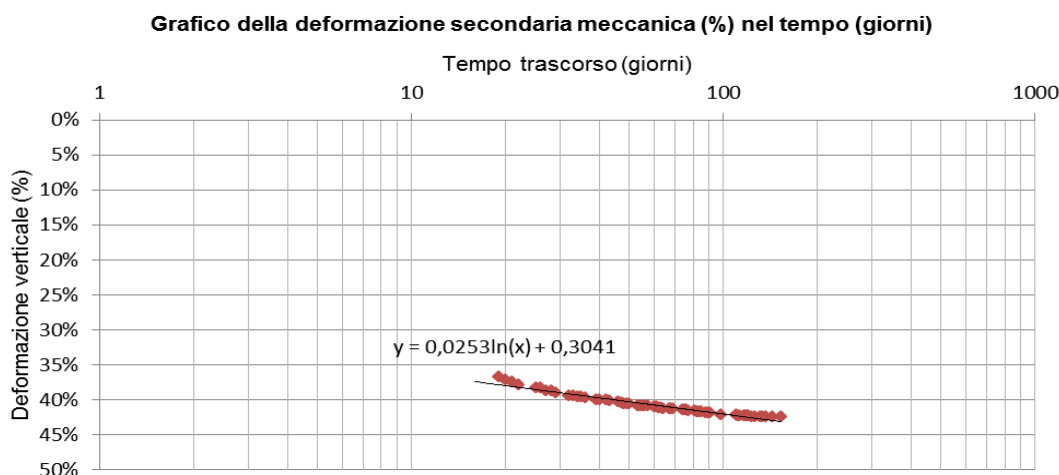


Fig. VI-40. Rappresentazione della deformazione secondaria meccanica in grafico ϵ -logt.

Tab. VI-27. Principali parametri di compressione relativi alla deformazione del rifiuto.

Parametri	deformazione		deformazione secondaria
	primaria meccanica	solo meccanica	biologica
	dall'inizio fino a t_{100}	da t_{100} a t_{bio}	da t_{bio} fino alla fine
Intervalli di tempo (giorni)	0 – 15	15 – 155	155 – 180
Parametri di compressione	$C'_c = 0,219$	$C_{\alpha\epsilon M} = 0,058$	$C_{\alpha\epsilon B} = 0,032$

STEP 4: Determinazione dei parametri e della curva di produzione di biogas (Tab. VI-28, Fig. VI-41)

L'analisi ha riguardato la produzione giornaliera e cumulata di biogas, per poter conoscere i parametri fondamentali quali t_{bio} , t'_{bio} , t_{peak} , t'_{peak} , BP_{eff} , k e $Y(t)$. Tramite questi, è stato possibile costruire le curve di produzione di biogas dei modelli USEPA e SWANA, ed osservare l'esistenza o meno di una corrispondenza tra dati osservati e le modellazioni.

Tab. VI-28. Parametri di produzione di biogas per i modelli USEPA e SWANA.

Parametri per il modello USEPA	Parametri per il modello SWANA
$t_{bio} = 155$ giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)} = 147$ giorni
$t_{1/2} = 170$ giorni	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio} = 155$ giorni
$t_{1/2} - t_{bio} = 15$ giorni	$s = 136,1$ anni ⁻¹
$BP_{eff} = 8,4$ Nm ³ biogas/t DM	$BP_{eff} = 8,4$ Nm ³ biogas/t DM
$k = 16,87$ anni ⁻¹	$k' = k = 16,87$ anni ⁻¹

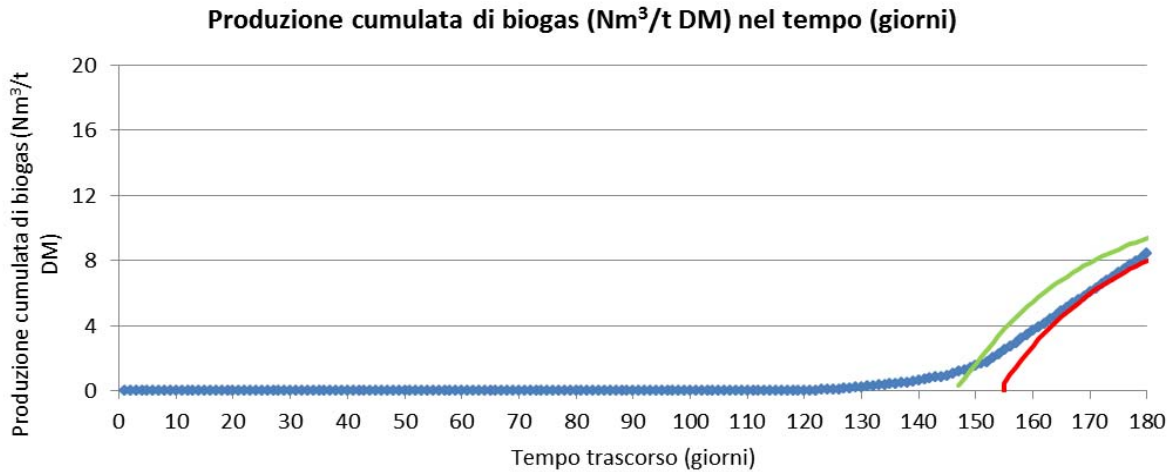


Fig. VI-41. Produzione cumulata di biogas, espressa in Normal m³ su tonnellata di massa secca.

STEP 5: Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c (Tab. VI-29)

La definizione del contenuto gravimetrico biodegradabile c ottenuta utilizzando l'approccio basato sulla produzione di biogas (equazione sotto riportata) e sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto (Tab. VI-29), completa l'insieme dei parametri da utilizzare come input e consente di definire graficamente le curve che modellano le deformazioni registrate.

$$c_{biogas} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{8,4}{750} = 1,12\%$$

Tab. VI-29. Determinazione del contenuto biodegradabile c attraverso il modello basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

Nome della prova		Test IP	
Inizio biodegradazione (t_{bio})		155 giorni	
Tipo di pretrattamento		Nessuno	
Frazione di rifiuto	$f_{i,bio}$	$C_{i,correct}$	$C_{i,correct} \times f_{i,bio}$
Passante al $D=20\text{mm}$	7,90%	35,0%	2,77%
M. Putrescibili	18,10%	50,0%	9,05%
Carta e cartone	16,60%	40,0%	6,64%
Legno e vegetali	16,40%	30,0%	4,92%
Tessili	5,80%	35,0%	2,03%
TOTALE ($C_{pretreatment}$)			$c=25,41\%$

Il $c_{required}$, trovato per tentativi quando si ottiene la sovrapposizione della curva delle deformazioni del modello con i dati osservati, è pari a 0,3%.

STEP 6: Costruzione della curva di deformazione secondaria del modello (Fig. VI-42a, b)

Con questi parametri è possibile costruire quattro curve di modellazione delle deformazioni, in quanto si hanno due modelli di produzione di biogas di riferimento (USEPA e SWANA) e due diversi approcci di determinazione di c (uno riguardante la produzione di biogas ed uno riguardante il tipo di pretrattamento iniziale). Tali curve sono ottenute a partire dalla combinazione tra i modelli di riferimento e gli approcci considerati (Fig. VI-42a, b).

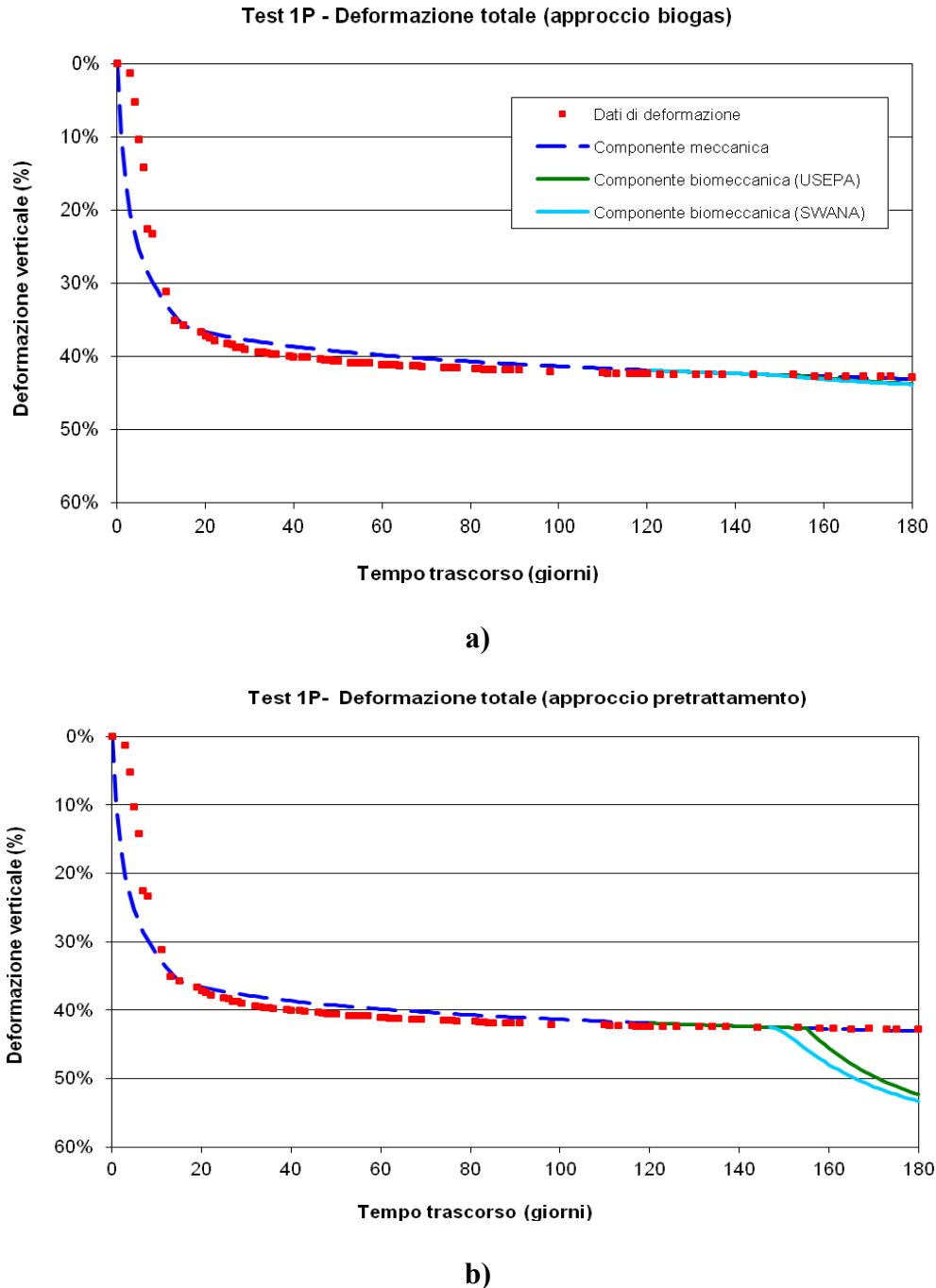


Fig. VI-42. Deformazione ottenuta a partire dai modelli USEPA e SWANA ed utilizzando l'approccio **a)** basato sulla produzione di biogas e **b)** basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

6.2 Applicazione del modello bio-meccanico nel Test 1G

STEP 1: Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto (Tab. VI-30).

Tab. VI-30. Frazioni merceologiche in percentuale (% sostanza secca).

Passante al $D=20$ mm	Frazioni organiche $f_{i,bio}$				Altre frazioni			
	Contenuto putrescibile	Carta e cartoni	Tessili	Legno e vegetali	Plastica	Vetro	Metalli	Inerti
54,9%	2,0%	13,1%	1,6%	5,1%	18,0%	1,0%	0,2%	4,1%

STEP 2: Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s00} (Tab. VI-31).

Tab. VI-31. Tabella di calcolo della densità iniziale secca e solida organica del rifiuto.

Componente	Frazione secca f_i	Densità secca $\rho_{d,i}$	Densità solida $\rho_{s,i}$	Frazione secca/ densità secca	Frazione secca/ densità solida	Frazione secca/ densità solida organica
Passante al $D=20$ mm	54,9%	1,00	1,25	0,549	0,439	0,439
Materiale putrescibile	2,0%	1,00	1,25	0,020	0,016	0,016
Carta e cartoni	13,1%	0,40	2,00	0,328	0,066	0,066
Tessili	1,6%	0,30	0,43	0,053	0,037	0,037
Legno	2,0%	1,00	1,25	0,020	0,016	0,016
Vegetali	3,1%	1,00	1,25	0,031	0,025	0,025
Plastica	18,0%	1,00	1,00	0,180	0,180	
Vetro	1,0%	2,90	2,90	0,003	0,003	
Metalli	0,2%	6,00	6,00	0,000	0,000	
Inerti	4,1%	4,00	4,00	0,010	0,010	
SOMMA	100,0%	–	–	1,195	0,793	0,599
				$\rho_{d0}=0,837$	$\rho_{s0}=1,261$	$\rho_{s00}=0,953$

STEP 3: Determinazione della deformazione meccanica secondaria e dei parametri C_{aeM} e t_{100} (Tab. VI-32, Fig. VI-43)

Come già visto nel paragrafo 3.5.5 il parametro t_{100} è uguale a 3 giorni, mentre il valore del coefficiente di compressione secondario meccanico C_{aeM} è pari a 0,033.

Tab. VI-32. Principali parametri di compressione relativi alla deformazione del rifiuto.

Parametri	deformazione primaria meccanica		deformazione secondaria	
	dall'inizio fino a t_{100}	solo meccanica	biologica	
Intervalli di tempo (giorni)	0 – 3	da t_{100} a t_{bio}	da t_{bio} fino alla fine	
Parametri di compressione	$C'_c = 0,140$	$C_{aeM} = 0,033$	$C_{aeB} = 0,025$	

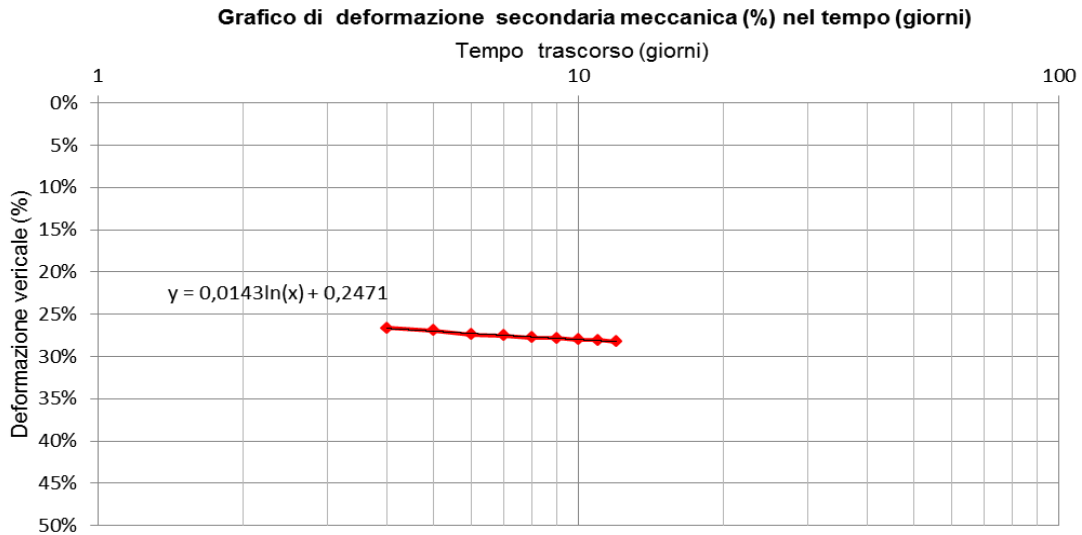
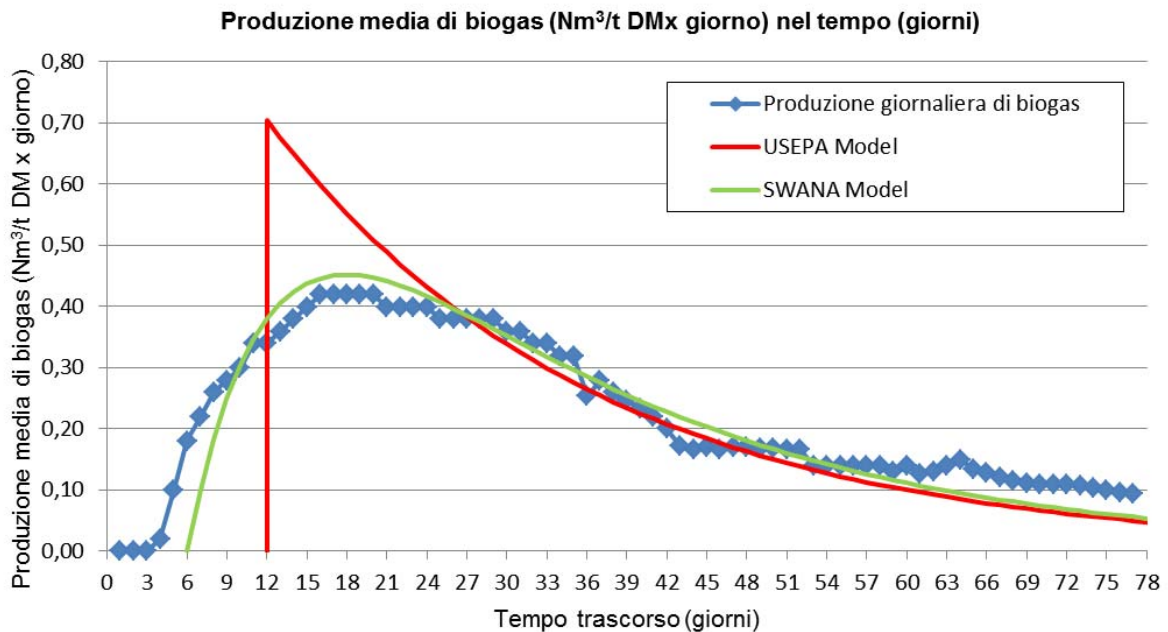


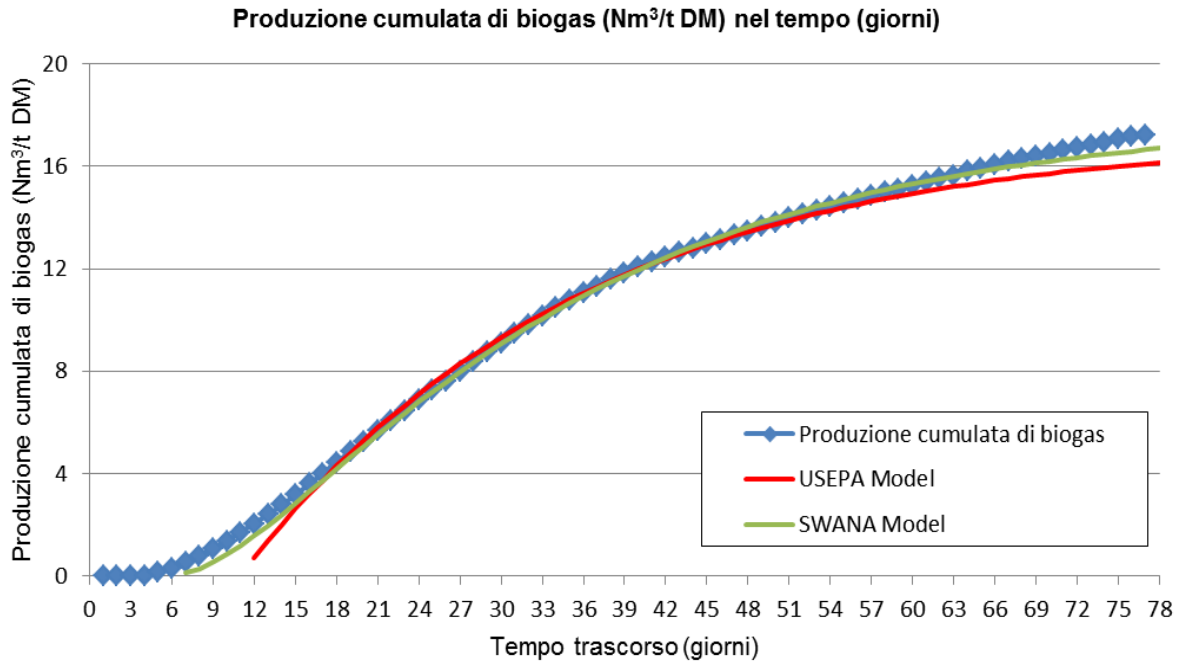
Fig. VI-43. Rappresentazione della deformazione secondaria meccanica in grafico ε -logt.

STEP 4: Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas (Fig. VI-44a, b; Tab. VI-33)

L'analisi ha riguardato la produzione giornaliera e cumulata di biogas, per poter conoscere i parametri fondamentali quali t_{bio} , t'_{bio} , t_{peak} , t'_{peak} , BP_{eff} , k e $Y(t)$. Tramite questi, è stato possibile costruire le curve di produzione di biogas dei modelli USEPA e SWANA, ed osservare l'esistenza o meno di una corrispondenza tra dati osservati e le modellazioni (Fig. VI-44a, b).



a)



b)

Fig. VI-44. a) Produzione media giornaliera di biogas, espressa in Normal m³ su tonnellata di massa secca di rifiuto per giorno e **b)** produzione cumulata di biogas, espressa in Normal m³ su tonnellata di massa secca.

Tab. VI-33. Parametri di produzione di biogas per i modelli USEPA e SWANA.

<i>Parametri per il modello USEPA</i>	<i>Parametri per il modello SWANA</i>
$t_{bio} = 12$ giorni	$t'_{bio} = t_{(3\%BP)} = 6$ giorni
$t_{1/2} = 29$ giorni	$t'_{peak} = t_{peak} = t_{bio} = 12$ giorni
$t_{1/2} - t_{bio} = 17$ giorni	$s = 79,4$ anni ⁻¹
$BP_{eff} = 18$ Nm ³ biogas/t DM	$BP_{eff} = 18$ Nm ³ biogas/t DM
$k = 14,882$ anni ⁻¹	$k' = k = 14,882$ anni ⁻¹

STEP 5: Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c (Tab. VI-34)

La definizione del contenuto gravimetrico biodegradabile c ottenuta utilizzando l'approccio basato sulla produzione di biogas (equazione sotto riportata) e sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto (Tab. VI-34), completa l'insieme dei parametri da utilizzare come input e consente di definire graficamente le curve che modellano le deformazioni registrate.

$$c_{biogas} = \frac{BP_{eff}}{C_b} = \frac{18}{750} = 2,40\%$$

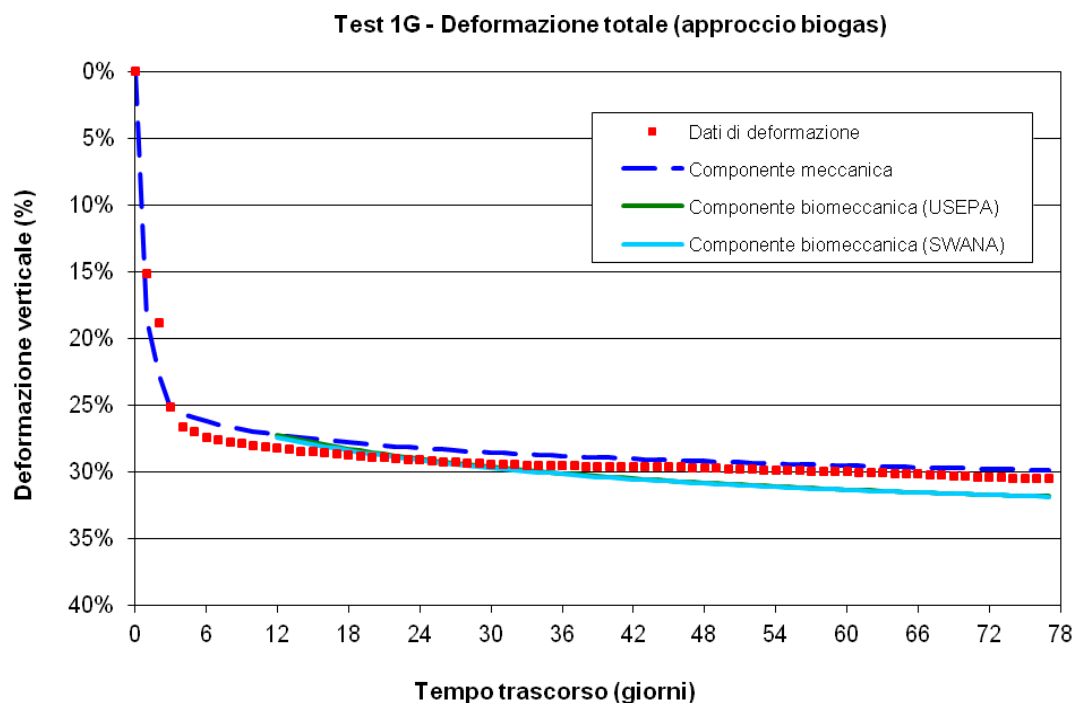
Tab. VI-34. Determinazione del contenuto biodegradabile c attraverso il modello basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

Nome della prova		<i>Test 1G</i>	
Inizio biodegradazione (t_{bio})		12 giorni	
Tipo di pretrattamento		Lungo	
Frazione di rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$
Passante al D=20mm	54,9%	3,5%	1,92%
M. Putrescibili	2,0%	5,0%	0,10%
Carta e cartone	13,1%	4,0%	0,52%
Legno e vegetali	5,1%	3,0%	0,15%
Tessili	1,6%	3,5%	0,06%
			$c=2,75\%$

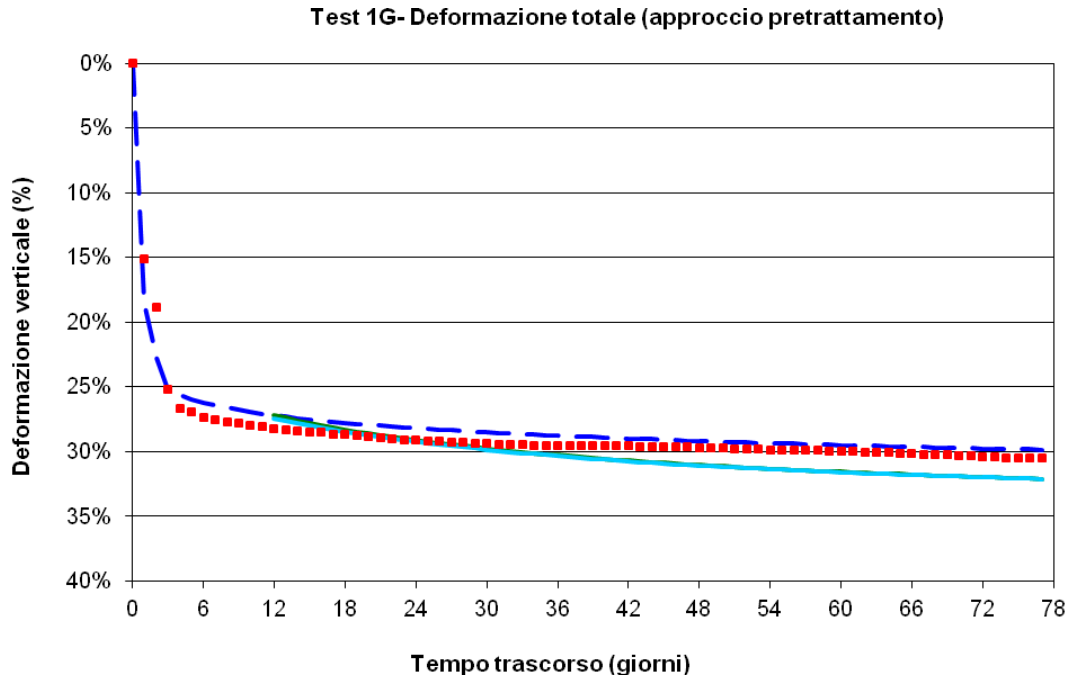
Il $c_{required}$, trovato per tentativi quando si ottiene la sovrapposizione della curva di deformazione del modello con i dati osservati, è pari a 0,8%.

STEP 6: Costruzione della curva di deformazione secondaria del modello (Fig. VI-45a, b)

Con questi parametri è possibile costruire quattro curve di modellazione della deformazione, in quanto si hanno due modelli di produzione di biogas di riferimento (USEPA e SWANA) e due diversi approcci di determinazione di c (uno riguardante la produzione di biogas ed uno riguardante il tipo di pretrattamento iniziale). Tali curve sono ottenute a partire dalla combinazione tra i modelli di riferimento e gli approcci considerati (Fig. VI-45a, b).



a)



b)

Fig. VI-45. Deformazione ottenuta a partire dai modelli USEPA e SWANA ed utilizzando l'approccio **a)** basato sulla produzione di biogas e **b)** basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

6.3 Discussione dei risultati ottenuti

I due test condotti in parallelo sono stati effettuati allo scopo di studiare il comportamento bio-idro-meccanico del rifiuto solido urbano considerato, nella sua forma tal quale e pretrattata, applicando il modello bio-meccanico proposto ai risultati di deformazione osservati, per poter constatarne l'efficacia.

Nel *Test IP* si è fatto uso di un rifiuto tal quale, o originario, sottoposto a compressione edometrica per un periodo di 180 giorni. Essendo un rifiuto fresco, il cedimento è stato quasi esclusivamente di tipo meccanico, con un valore del coefficiente di compressione primaria (C'_c) di 0,219 e di compressione secondaria meccanica ($C_{\alpha\epsilon M}$) di 0,058, a fronte di un valore del coefficiente di compressione biologica più basso ($C_{\alpha\epsilon B}=0,032$). Pertanto, la componente meccanica è stata decisamente prevalente, circa il 99% dell'intera deformazione verticale.

Un rifiuto fresco, tuttavia, tende a raggiungere lo stadio iniziale di degradazione anaerobica solamente dopo un lungo periodo di tempo (Olivier e Gourc, 2007), che può variare da molti mesi, su reattori di laboratorio, a qualche anno, su opere in vera grandezza. Pertanto, era prevedibile questo comportamento quasi esclusivamente di tipo meccanico (*creep*), da parte del rifiuto. Nonostante ciò, si è cercato, tramite iniezione settimanale di 1 litro di percolato, di migliorare le condizioni di degradazione del rifiuto, allo scopo di anticipare la fase di metanogenesi che, altrimenti, avrebbe richiesto molti mesi prima del suo raggiungimento. Questo risultato è stato ottenuto: dopo una fase acidogenica ed acetogenica abbastanza lunga, il rifiuto ha iniziato a produrre metano a partire all'incirca dal 155-esimo giorno (quinto mese

di prova). Intervalli di tempo analoghi sono stati ottenuti da Olivier e Gourc (2007) i quali, effettuando osservazioni sulla compressione di un RSU sottoposto a ricircolo di percolato, hanno evidenziato una fase aerobica (idrolisi) di 3 giorni, una fase acidogenica di 155 giorni ed una fase acetogenica di 45 giorni, prima dell'inizio della fase metanigena.

Il rifiuto originario, pertanto, è entrato in fase metanigena solamente nell'ultimo mese di prova; questo dato è confermato dai valori assunti dal pH del percolato, maggiori di 7,5 (il pH, inizialmente acido, aumenta il suo valore nel corso della prova, diventando basico durante la fase di produzione di metano). Contemporaneamente, si ottengono i primi dati di produzione di biogas che raggiungono, cumulativamente e a fine prova, un valore di 8,4 Nm³ di biogas/t DM. Questa produzione, tuttavia, non è quella finale, come testimoniato dalla curva di produzione cumulata di biogas, la quale risulta appena abbozzata, poiché la prova è stata arrestata appena dopo l'inizio della fase metanigena. Il rifiuto, infatti, sta producendo, e produrrà ancora, quantità di biogas; lo sviluppo completo di tutto il biogas fino ad esaurimento, tuttavia, richiederebbe il monitoraggio della produzione su un periodo molto più vasto dei 6 mesi di prova. La velocità di produzione è stata subito molto rapida: utilizzando il modello USEPA (2005), è stato possibile ricavare un valore del parametro k , che rappresenta la costante nella cinetica di degradazione di primo ordine, uguale a 16,87 anni⁻¹.

Per quanto riguarda l'analisi delle deformazioni totali, il modello bio-meccanico proposto produce dei risultati molto soddisfacenti, solamente se si considera l'approccio basato sulla produzione di biogas. Infatti, a fronte di un valore di deformazione finale di 42,8%, i risultati del modello definiscono un valore di 43,8%. La quantità di biogas prodotta è stata abbastanza esigua, ma questo non è dovuto a difetti di produzione o a fughe di biogas, bensì al fatto che la produzione è appena iniziata, ed è stata registrata solamente nell'ultimo mese di prova.

Nel caso venga usato l'approccio basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto, la curva ottenuta tende a sovrastimare molto i dati di deformazione finali, poiché non si ha modo di considerare tutta la produzione di biogas, su un periodo più lungo.

Nel *Test IG* si è fatto uso del medesimo rifiuto, ma pretrattato bio-meccanicamente, sottoposto a compressione edometrica per un periodo di 77 giorni. Il pretrattamento ha riguardato una vagliatura al diametro 100 mm e successivamente 60 mm, un trattamento di 2–3 settimane in bio-tunnel, in cumuli rivoltati con aerazione forzata, e un post-trattamento in cumuli rivoltati per 3–4 settimane. Queste operazioni di bio-stabilizzazione del rifiuto hanno contribuito a cambiare le caratteristiche granulometriche (taglia delle particelle), biologiche (degradazione della sostanza organica già avviata) e meccaniche (cedimenti più contenuti) del rifiuto.

I valori dei coefficienti di compressione meccanica del rifiuto, se paragonati con quelli del precedente test, sono molto più contenuti: infatti, $C'_c=0,140$ è ridotto del 36%, mentre $C_{\alpha M}=0,033$ è ridotto quasi della metà. Questo è dovuto al fatto che il rifiuto tal quale, con granulometria più grossolana, cede meccanicamente in maniera più sensibile rispetto al rifiuto pretrattato bio-meccanicamente, che risulta essere più denso. Il valore del coefficiente di compressione biologica, invece, si mantiene molto simile al precedente ($C_{\alpha B}=0,025$).

Grazie all'utilizzo di un'apparecchiatura di analisi della composizione del biogas, è stato possibile definire le percentuali delle componenti principali (CH₄, CO₂, O₂ ed altre componenti), e quindi conoscere con precisione l'istante d'inizio della fase metanigena.

Questo istante (t_{bio}) è stato di 12 giorni, mentre la massima produzione giornaliera di biogas si è avuta all'incirca tra il sedicesimo e ventesimo giorno di prova. Alla fine dei 77 giorni di prova, la produzione giornaliera di biogas risulta essere in costante diminuzione e pari a circa 45 ml/ora di biogas prodotto, equivalenti a meno di 0,10 Nm³/t DM×giorno. Poiché la produzione giornaliera di biogas tende ad esaurirsi lentamente, a fine prova, il valore finale della produzione cumulata di biogas si stabilizza attorno a valori di 18 Nm³ di biogas/t DM. La velocità di degradazione, anche in questo caso, è abbastanza elevata: il valore di $k=14,88$ anni⁻¹ è, infatti, confrontabile col valore ottenuto nel precedente test.

Tre importanti constatazioni possono esser fatte per quanto riguarda il *Test IG*. La prima riguarda la produzione di biogas: nonostante il rifiuto sia stato pretrattato bio-meccanicamente, esso tende comunque a produrre quantità di biogas non trascurabili, una volta riattivato il processo di degradazione sotto compressione. Questo fa supporre che il rifiuto, grazie ai pretrattamenti subiti, abbia subito una certa stabilità biologica, ma non definitiva. Questo comportamento è corroborato dai dati di monitoraggio di opere in vera grandezza: un rifiuto non pretrattato e stoccato in discarica, raggiunge la stabilità biologica in un periodo compreso tra 30 e 100 anni, mentre un rifiuto pretrattato raggiunge prima questa condizione. La seconda constatazione riguarda il brevissimo periodo di riattivazione della biodegradazione (12 giorni). Il rifiuto ha già subito una fase di degradazione aerobica ed anaerobica, durante il periodo di pretrattamento; pertanto, a differenza del rifiuto fresco, la fase metanigena inizia in tempi molto ridotti, riattivandosi dopo un periodo di mantenimento sotto condizioni controllate.

Infine, la terza evidenza concerne il cedimento di tipo biologico, più evidente rispetto a quello ottenuto nel *Test IP*. L'entità di deformazione verticale attribuibile alla degradazione della sostanza organica è di 2,3%, riferita ad una deformazione totale di 30,5%. Anche in questo caso è possibile evidenziare una forte componente meccanica, di circa il 92%, attribuibile al fatto che il rifiuto già inizialmente possedeva un determinato grado di stabilità biologica.

Riguardo la modellazione dei cedimenti compiuta utilizzando il modello bio-meccanico proposto, si nota come entrambi gli approcci, basati sia sulla produzione di biogas che sul pretrattamento iniziale, diano risultati molto soddisfacenti, con valori di deformazione finale, rispettivamente di 31,8% e 32,1%, poco distanti da quelli osservati.

PARTE III:

OPERE IN VERA GRANDEZZA

CAPITOLO VII. ESTENSIONE DEL MODELLO BIO-MECCANICO ALLE OPERE IN VERA GRANDEZZA

RIASSUNTO: Nell'ultima fase della ricerca, sono stati esaminati i riscontri provenienti dal monitoraggio di opere in vera grandezza. Partendo dai dati sperimentali, su piccola e media scala, ottenuti dai reattori di laboratorio, si è proceduto al calcolo delle deformazioni da cedimento di opere in vera grandezza. Il comportamento della singola cella elementare è stato generalizzato ad una serie di celle verticali, in grado di simulare il comportamento di una colonna di rifiuti all'interno della discarica. A tal fine si sono confrontati i risultati con i dati di monitoraggio provenienti dalle discariche di *Chatuzange* in Francia e di *Yolo County* e *S-Landfill* negli USA, ottenendo risultati molto incoraggianti.

ABSTRACT: *In the last phase of the research, starting from the experimental data obtained from small and medium scale laboratory reactors, a prediction of the secondary settlement strains for large scale landfills was made. The behaviour of the single elementary cell was integrated to a series of vertical cells, in order to simulate the behaviour of a waste column in the landfill. For this purpose, the prediction of the proposed bio-mechanical model was compared with monitoring data coming from Chatuzange landfill (France), the Yolo County landfills (USA) and the S-landfill (USA), obtaining very encouraging results.*

1. INTRODUZIONE

In un contesto di crescente razionalizzazione della gestione dei rifiuti solidi urbani e simili, il controllo e la predizione dei cedimenti dei rifiuti diventano degli aspetti importanti ed interessanti nell'ambito delle moderne discariche. Il monitoraggio e l'analisi di questi cedimenti si situano simultaneamente in un più globale interesse relativo alla sicurezza, all'ambiente ed al contesto economico. La previsione dei cedimenti allo stadio di progetto permette di valutare la capacità di stoccaggio del settore di discarica, in funzione dei flussi di rifiuto entranti.

I principali parametri che solitamente sono tenuti in considerazione, nell'ambito delle opere in vera grandezza, sono:

- la durata del periodo di gestione;
- l'altezza iniziale del cumulo di rifiuti;
- il flusso di rifiuti entranti, espresso in tonnellate al giorno o tonnellate al mese.

Spesso, i cedimenti vengono valutati a partire da prove condotte su reattori di laboratorio: tali reattori possono avere volumetrie più o meno grandi, varianti da 10^{-3} m^3 a 10 m^3 , su scala piccola o media. L'azione prodotta dai batteri sul processo di biodegradazione del rifiuto, invece, rientra su scala microscopica, ed esula dallo studio del comportamento bio-meccanico dei rifiuti, in questo lavoro. L'estensione dell'analisi dei cedimenti, su macro scala o su siti a vera grandezza, è materia alquanto complessa, poiché nelle discariche reali le dinamiche di comportamento dei rifiuti avvengono in maniera molto differente da quella che si riscontra in laboratorio. Ciò è essenzialmente dovuto alla vastità del rifiuto conferito in discarica e, quindi, alla sua notevole eterogeneità, a numerosi fattori che rallentano l'inizio della biodegradazione, alle diverse condizioni al contorno, ed al fatto che quasi tutti i campioni di laboratorio sono disturbati.

Nell'ambito dello studio dei cedimenti dei rifiuti nasce, pertanto, il problema se le dimensioni del rifiuto considerato, a scala piccola o media (i diametri dei reattori di laboratorio variano, solitamente, da 10 cm al metro; Fig. VII-1), possano essere considerate come un volume elementare rappresentativo (*R.E.V.*), ovvero se possano rappresentare adeguatamente le dinamiche che si instaurano nei cumuli di rifiuti su vera grandezza. In realtà, è molto difficile che il rifiuto considerato a partire da test di laboratorio, sia rappresentativo dell'intera massa dei rifiuti stoccati in discarica. Tuttavia, analisi di questo tipo, consentono di studiare dettagliatamente le caratteristiche bio-idro-meccaniche del rifiuto, allo scopo di prevedere il suo comportamento su vera grandezza, e verificarlo tramite analisi *in situ*, monitoraggi, bilanci idrici e quantità di biogas captate.

Per questo motivo, alcuni modelli di previsione di cedimento sono stati realizzati a partire da analisi meccaniche condotte in laboratorio, e poi estesi, monodimensionalmente, sulla scala dei siti reali. In altri, invece, vengono presi in considerazione singoli strati di rifiuto, dall'altezza variante tra 0,5 e 3 metri, delle stesse dimensioni dei reattori di laboratorio ottenibili su media scala: essendo la discarica una successione di strati di rifiuto stoccati lungo la verticale, il cedimento finale altro non è che la somma di ogni cedimento che si verifica in un singolo strato. Infine, altri tipi di modelli, specie quelli più anziani, stimano i cedimenti finali considerando la discarica come un tutto, senza divisione in strati.

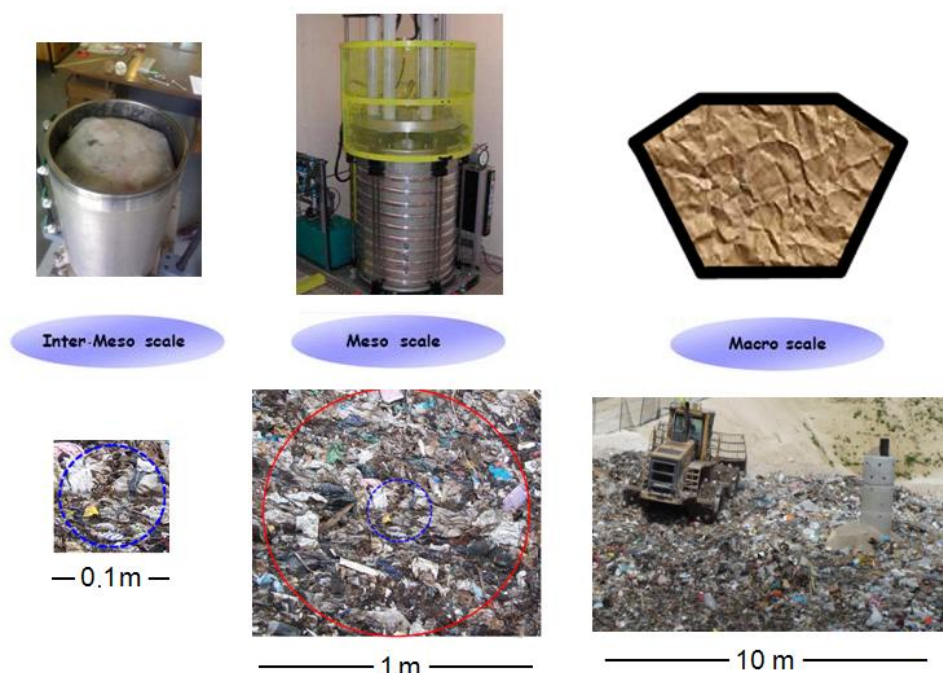


Fig. VII-1. Diametri caratteristici dei rifiuti nelle diverse scale considerate (adattata da Gourc, 2012).

Poiché questi modelli di cedimento applicati ai siti hanno bisogno di dati reali sui quali calibrare i propri parametri, vengono effettuate, in tutto il mondo, attente campagne di monitoraggio dei cedimenti in discariche già esistenti. La tendenza sviluppatasi più di recente, invece, è quella di costruire vere e proprie “mini-discariche”, ovvero siti pilota completamente strumentati, per poter affrontare lo studio del comportamento dei rifiuti direttamente su grande scala. La Tab. VII-1 riporta un riassunto delle deformazioni osservate su opere in vera grandezza, ricavate dalla letteratura specialistica, sia su impianti reali che su siti pilota gestiti normalmente o in modalità bioreattore. E’ possibile notare come la deformazione verticale dei cumuli di rifiuti, causata dai fenomeni di cedimento secondario dovuti al *creep* e alla degradazione biologica della sostanza organica, assuma valori minimi di 1,4% in 18 mesi (SE Winsconsin), medi di 8,3–10,3% in 42 mesi (Torcy) e massimi di 25,0% in 70 mesi (Belo Horizonte). Nel caso, invece, di siti gestiti in modalità bioreattore, la deformazione verticale è molto più marcata rispetto ai siti convenzionali.

Lo scopo di quest’ultima parte della ricerca è l’estensione del modello bio-meccanico proposto nel precedente Capitolo ed utilizzato per la valutazione della compressibilità secondaria dei rifiuti solidi urbani su piccola e media scala, alle opere in vera grandezza. Al posto di considerare una singola cella elementare, il modello viene sviluppato su un’intera serie di celle, in verticale, in modo da simulare il comportamento di una colonna di rifiuti in discarica.

Il passaggio schematico da piccola e media scala a grande scala, è rappresentato in Fig. VII-2.

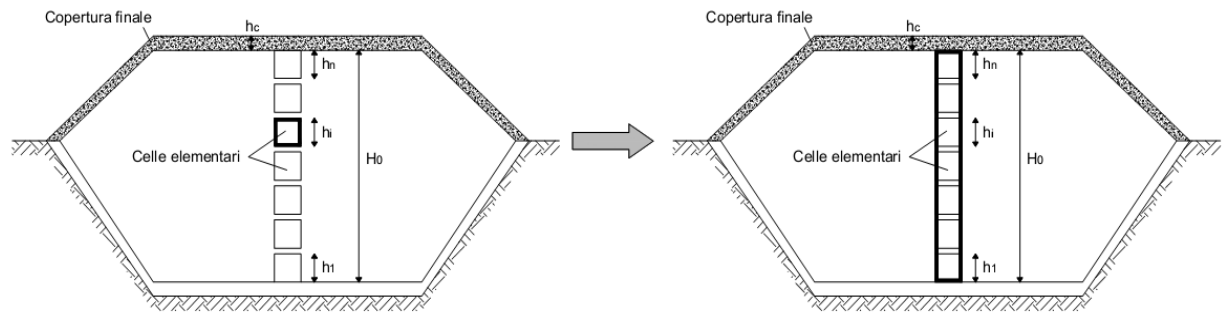


Fig. VII-2. Esempio di estensione del modello a più celle elementari di rifiuto, all'interno di una discarica.

Tab. VII-1. Principali deformazioni osservate su impianti reali e su siti pilota gestiti normalmente o in modalità bioreattore.

Località	Tipologia	Altezza iniziale	Deformazione media	Periodo di osservazione	Autore
Georgia (USA)	discarica con MSW, coperta da uno strato di nuova fondazione di 3,3 m	8,3 m	1,8%	84 mesi	Sowers, 1968
SE Wisconsin (USA)	discarica con rifiuto da 0 a 4 anni d'età; $\gamma = 10,7 \text{ kN/m}^3$	27,0 m	1,4%	18 mesi	Ling et al., 1998
Meruelo (SPAGNA)	discarica con rifiuto a prevalenza organico e cartaceo; $\gamma = 10,7 \text{ kN/m}^3$, $w = 48\%$	15,0 m	2,6 – 3,3%	41 mesi	Ling et al., 1998
Spadra (USA)	discarica con rifiuto a prevalenza organico e vegetale; $\gamma = 3,0\text{--}6,8 \text{ kN/m}^3$, $w = 30 - 90\%$	6,7 m	7,7 – 13,4%	41 mesi	Ling et al., 1998
Lyndhurst (AUSTRALIA)	sito pilota di controllo A	12,1 m	3,8%	41 mesi	Yuen, 1999
	sito pilota di controllo B	13,5 m	4,9%		
	sito pilota bioreattore	14,6 m	7,2 %		
Yolo County (USA)	sito pilota di controllo	13,1 m	3,1%	45 mesi	Mehta et al., 2002
	sito pilota bioreattore	12,2 m	18,3%		
Sandtown (USA)	sito pilota bioreattore	11,8 m	25,0%	154 mesi	Morris et al., 2003
Lons-le-Saunier (FRANCIA)	discarica con rifiuto a prevalenza organico, cartaceo e tessile; $\gamma = 9,2 \text{ kN/m}^3$	7,0 – 10,0 m	1,9 – 5,0%	22 mesi	Olivier, 2003
Montech (FRANCIA)	discarica con rifiuto solido urbano ed industriale non pericoloso; $\gamma = 9,3 \text{ kN/m}^3$	20,0 – 22,0 m	2,8 – 8,2%	6 – 52 mesi	Olivier, 2003
Novellara (ITALIA)	discarica convenzionale	8,2 – 9,1 m	4,6 – 22,2%	22 – 55 mesi	Olivier, 2003
Torcey (FRANCIA)	discarica con rifiuto industriale non pericoloso	15,0 m	8,3 – 10,3%	42 mesi	Olivier e Gourc, 2007
Chatuzange (FRANCIA)	discarica con rifiuto solido urbano ed industriale non pericoloso	19,1 – 36,0 m	9,1 – 12,5%	29 mesi	Olivier e Gourc, 2007
Midwest USA	discarica privata gestita in bioreattore (S-Landfill)	24,3 m	3,0 – 26,0%	36 mesi	Benson et al., 2007
Belo Horizonte (BRASILE)	discarica con rifiuto a prevalenza organico; $\gamma = 7,3 \text{ kN/m}^3$, $w = 60\%$	3,8 m	25,0%	70 mesi	Simões e Catapreta, 2011

2. IPOTESI E FORMULAZIONE INIZIALE DEL MODELLO

In tale ambito sono state considerate, inizialmente, le ipotesi principali e lo sviluppo analitico del modello bio-meccanico ISPM (Incremental Settlement Prediction Model), sviluppato presso il laboratorio LIRIGM-LTHE dell'Università di Grenoble (Thomas, 2000; Olivier, 2003; ADEME-LIRIGM, 2005; Gourc et al., 2007, 2010). Il modello ISPM è strutturato in maniera tale da definire l'evoluzione dei cedimenti, sia primari che secondari, di ogni singolo strato di rifiuto costituente l'opera su vera grandezza, considerando i tempi di costruzione, di riempimento e di realizzazione di ogni strato e, quindi, dell'intera discarica. Lo sviluppo analitico di questo modello ed il metodo di determinazione dei cedimenti primari sono stati considerati nel presente lavoro di ricerca. Per quanto concerne la parte di cedimento secondario in discarica, invece, sono state utilizzate le ipotesi e le procedure di calcolo del modello bio-meccanico descritto, in precedenza, nel Capitolo IV.

In particolare, viene considerato che il campione di rifiuto provenga da una serie di celle elementari (anche indicate come *strati elementari*, in quanto si suppone che le proprietà non variano in larghezza e in lunghezza, ma solo in altezza), supposte situate al di fuori della zona d'influenza dei bordi della discarica. Queste celle elementari possiedono un determinato spessore h_0 , generalmente compreso tra i 50 cm e 2 m, e sono posizionate e compattate in una sola operazione, a partire dalla fase di riempimento della discarica.

Ogni cella contiene del materiale di rifiuto, che deve essere caratterizzato, ai fini di modellazione, nei seguenti aspetti:

- composizione merceologica e definizione delle frazioni organiche e non organiche costituenti il rifiuto;
- densità secca iniziale ρ_{d0} e densità iniziale dei solidi organici ρ_{so0} ;
- potenziale di generazione di metano/biogas, a partire dalla materia organica;
- istante di inizio della produzione di biogas, nella fase metanigena instabile;
- contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile.

2.1. Compressione primaria di uno strato elementare di rifiuto

La deformazione di uno strato di rifiuto è costituita da una componente primaria a breve termine, derivante dal carico agente dallo strato di rifiuto sovrastante, e da una componente secondaria a lungo termine, derivante dalla degradazione della sostanza organica e dal fenomeno di *creep*.

Per quanto concerne la deformazione primaria, utilizzando le formulazioni principali del modello ISPM, essa viene considerata accorpata assieme alla deformazione istantanea, e la sua valutazione viene fatta utilizzando le tipiche relazioni usate nella meccanica delle terre e riprese da molti autori in letteratura (Sowers, 1973; Bjarngard e Edgers, 1990; Marques, 2001; Hettiarachchi et al., 2009).

Considerando uno strato elementare di rifiuto i , di spessore iniziale h_0 immediatamente dopo compattazione, il cedimento primario $\Delta h_{i,p}$ relativo a questo strato, quando un sovraccarico σ_i viene applicato (Fig. VII-3), è descritto dalla teoria di Terzaghi:

$$\frac{\Delta h_{i,p}}{h_0} = 0, \text{ in condizioni sovraconsolidate in cui } \sigma_i < \sigma_c$$

$$\frac{\Delta h_{i,p}}{h_0} = C'_c \log \frac{\sigma_i}{\sigma_c}, \text{ in condizioni normal consolidate in cui } \sigma_i > \sigma_c$$

in cui C'_c = coefficiente di compressione primaria del rifiuto, σ_c = carico di pre-consolidazione del rifiuto (kPa) e σ_i = sovraccarico applicato in sommità dello strato i di rifiuto (kPa), derivante dal peso degli strati di rifiuto sovrastanti.

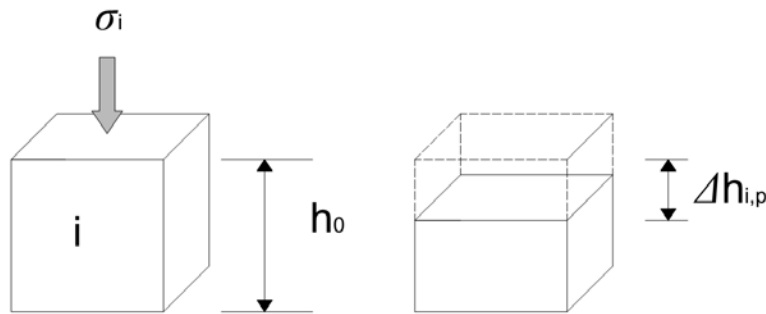


Fig. VII-3. Rappresentazione del cedimento primario subito da una cella elementare, contenuta all'interno di un cumulo di rifiuti, in condizioni di normal consolidamento.

Il cedimento primario di uno strato i , in una colonna di rifiuti, inizia quando lo sforzo verticale σ_i , che agisce al di sopra dello strato i -esimo, supera lo sforzo di pre-consolidazione σ_c . Il valore di σ_i è valutabile tramite la seguente relazione:

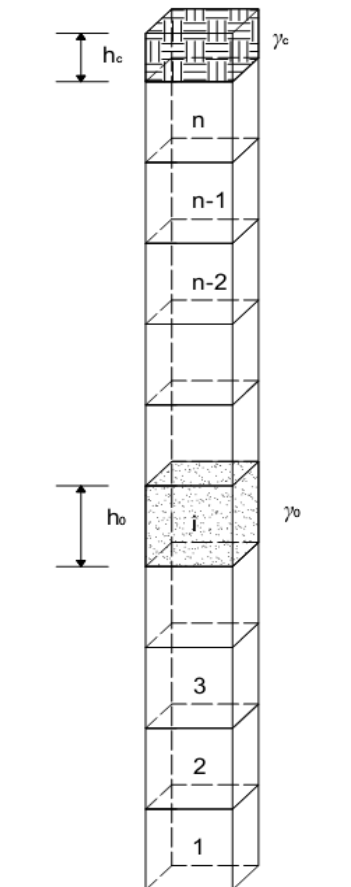
$$\sigma_i = (n - i)\gamma_0 h_0 + \gamma_c h_c$$

in cui n = numero di strati considerati, i = numero dello strato i -esimo nella colonna di rifiuti, γ_0 = peso di volume del rifiuto considerato (kN/m^3), h_0 = altezza del singolo strato di rifiuto (m) e $\gamma_c h_c = q_c$ sovraccarico determinato dalla copertura finale (vedi schematizzazione a fianco) (kPa). Il primo addendo rappresenta il peso della colonna di rifiuti sopra la i -esima cella considerata, mentre il secondo addendo rappresenta il peso della copertura finale q_c .

Il cedimento primario, pertanto, riguarda solo quelle celle che soddisfano la disuguaglianza $\sigma_i > \sigma_c$, ovvero a quelle celle che soddisfano la relazione seguente:

$$(n - i)\gamma_0 h_0 + \gamma_c h_c > \sigma_c$$

$$i < n - \frac{\sigma_c - \gamma_c h_c}{\gamma_0 h_0}$$



La Fig.VII-4 rappresenta l'espressione del cedimento primario per i diversi strati, dal primo all' n -esimo strato.

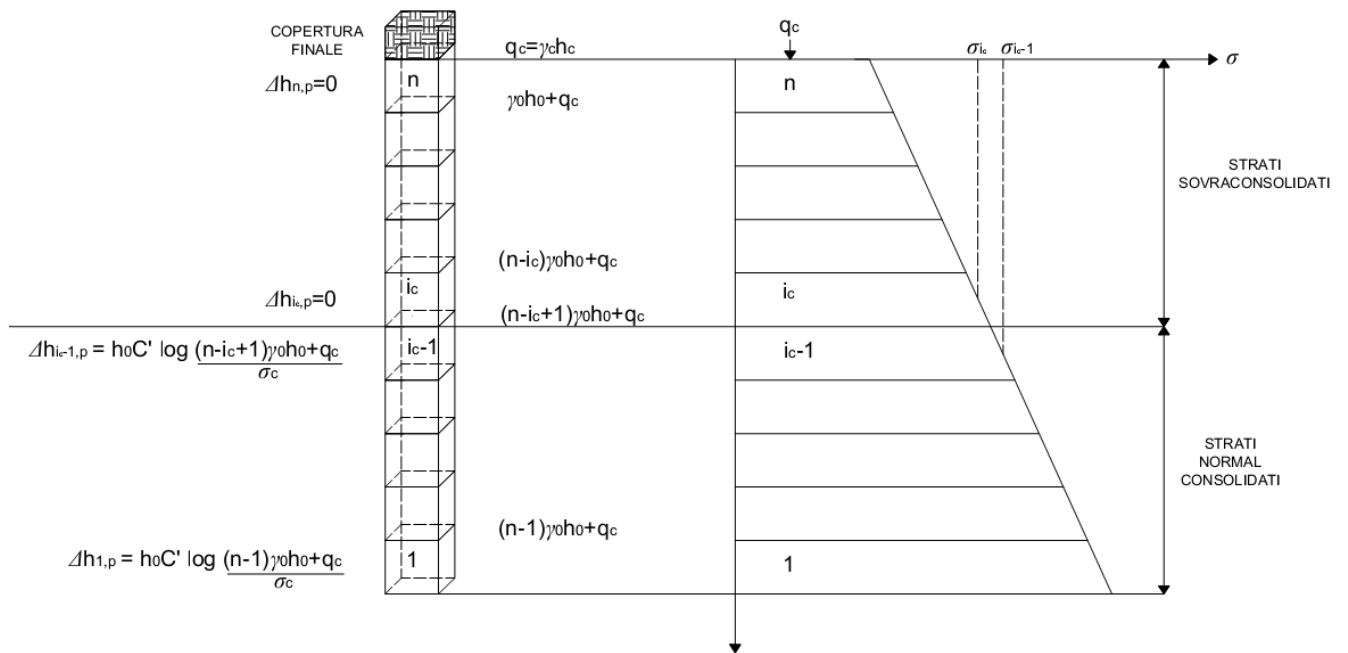


Fig. VII-4. Rappresentazione del cedimento primario per i diversi strati, dal primo all' n -esimo strato (adattata da ADEME-LIRIGM, 2005).

2.2 Compressione secondaria di uno strato elementare di rifiuto

Considerando lo stesso strato elementare i di rifiuto, la deformazione secondaria è supposta indipendente dal carico e dalla deformazione primaria, ed è descritta in analogia all'equazione presente nel paragrafo 1.4 del Capitolo IV:

$$\frac{\Delta h_{i,s}}{h_{i,p}} = \underbrace{C_{\alpha\epsilon M} \cdot \log_{10} \left(\frac{t}{t_{100}} \right)}_{\text{Mechanical Model}} + \underbrace{\frac{\rho_{d0}}{\rho_{s00}} \cdot c \cdot (1 - e^{-k \cdot (t - t_{bio})})}_{\text{Biochemical Model}}$$

in cui t_{100} = istante in cui inizia il cedimento secondario (inizialmente meccanico, di *creep*) dello strato considerato (generalmente pari a un mese).

2.3 Analisi dei tempi di costruzione

Il tempo assoluto t_i , trascorso dall'inizio del riempimento del primo strato di scarica alla fine della costruzione del singolo strato i -esimo, è costituito da:

- l'istante d'inizio della costruzione (convenzionalmente assunto uguale a 0);
- il tempo operativo effettivo di riempimento e completamento di ogni strato (τ_j);
- il periodo di riposo trascorso dalla costruzione di uno strato all'altro (τ_{ij}).

La relazione considerata, pertanto, è la seguente:

$$t_i = \sum_{j=1}^i \tau_j + \sum_{j=1}^{i-1} \tau_{rj}$$

in cui τ_{rj} corrisponde al periodo di riposo che scorre tra la fine del riempimento dello strato j -esimo e l'inizio del riempimento dello strato $j+1$ -esimo; $\tau_{rj}=0$ indica che i due strati successivi sono stati costruiti in successione temporale istantanea, senza questo periodo di riposo (Fig. VII-5; Fig. VII-6).

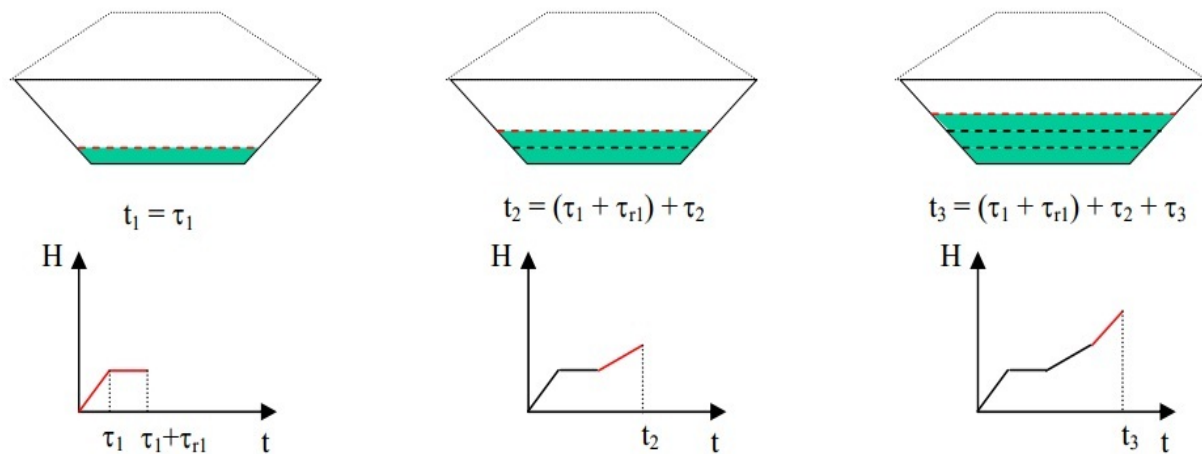


Fig. VII-5. Rappresentazione schematica della costruzione dei primi tre strati di discarica (da notare che il secondo e terzo strato sono costruiti in successione temporale istantanea, per cui $\tau_{r2}=0$ (ADEME-LIRIGM, 2005).

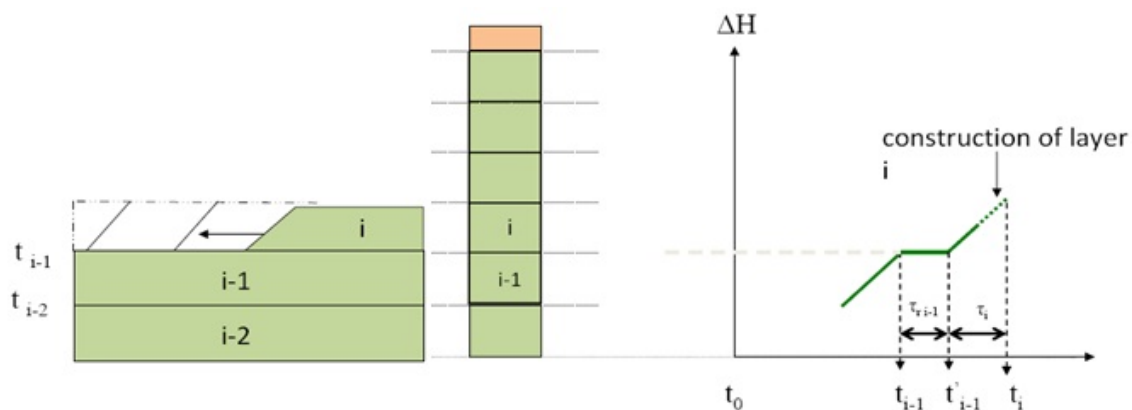


Fig. VII-6. Modellazione della fase di riempimento in discarica (Gourc, 2012).

Considerando, invece, il tempo assoluto t_c trascorso dall'inizio della costruzione dell'opera su vera grandezza alla posa della copertura finale (Fig. VII-7), è possibile ottenere la seguente espressione:

$$t_c = t_n + \tau_m + \tau_c = \sum_{j=1}^n \tau_j + \sum_{j=1}^n \tau_{rj} + \tau_c$$

in cui τ_{rn} = tempo di riposo tra la fine del riempimento dello strato n -esimo e la posa della copertura finale; τ_c = tempo di costruzione della copertura finale e t_n = tempo di riempimento e di riposo di tutti gli strati di rifiuto in discarica, espresso dalla relazione:

$$t_n = \sum_{j=1}^n \tau_j + \sum_{j=1}^{n-1} \tau_{rj}$$

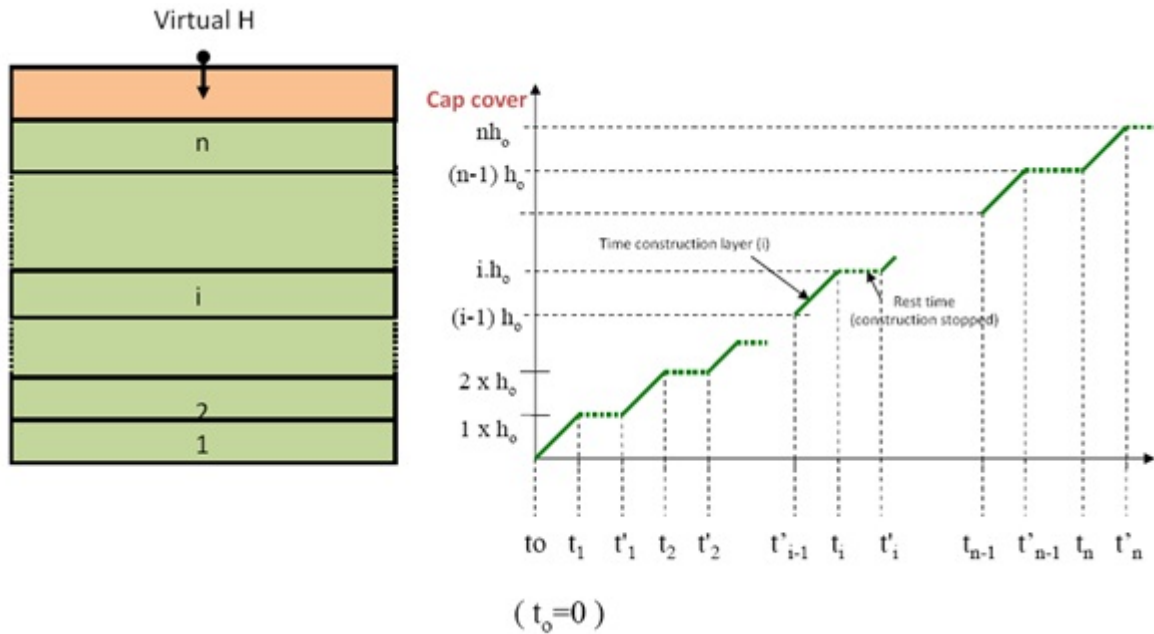


Fig. VII-7. Modellazione della fase di completamento della costruzione della discarica (Gourc, 2012).

Nel modello ISPM, si suppone che i cedimenti si sviluppino all'inizio dello stoccaggio in discarica ($t=0$), ovvero già a partire della fase di riempimento e costruzione del primo strato di rifiuto, e non a partire dall'istante di fine costruzione dell'intera discarica (t_c). Questo significa che già durante la fase di riempimento dell'opera in vera grandezza, i rifiuti subiscono sia un cedimento di tipo primario, nel caso lo sforzo agente sia superiore allo sforzo di pre-consolidazione del rifiuto, sia un cedimento di tipo secondario. Ne risulta, pertanto, che al tempo $t=t_c$:

- tutti i cedimenti primari, sperimentati di diversi strati di rifiuto, si sono manifestati completamente;
- i cedimenti secondari si sono manifestati solamente in maniera parziale; per esempio, negli strati di fondo della discarica, questo tipo di cedimento può trovarsi già in fase avanzata, mentre gli strati superiori di discarica devono ancora sperimentarlo.

Di conseguenza, i cedimenti post-costruzione $t > t_c$ sono solamente di tipo secondario, dovuti sia a *creep*, che al fenomeno di degradazione della sostanza organica (Fig. VII-8)

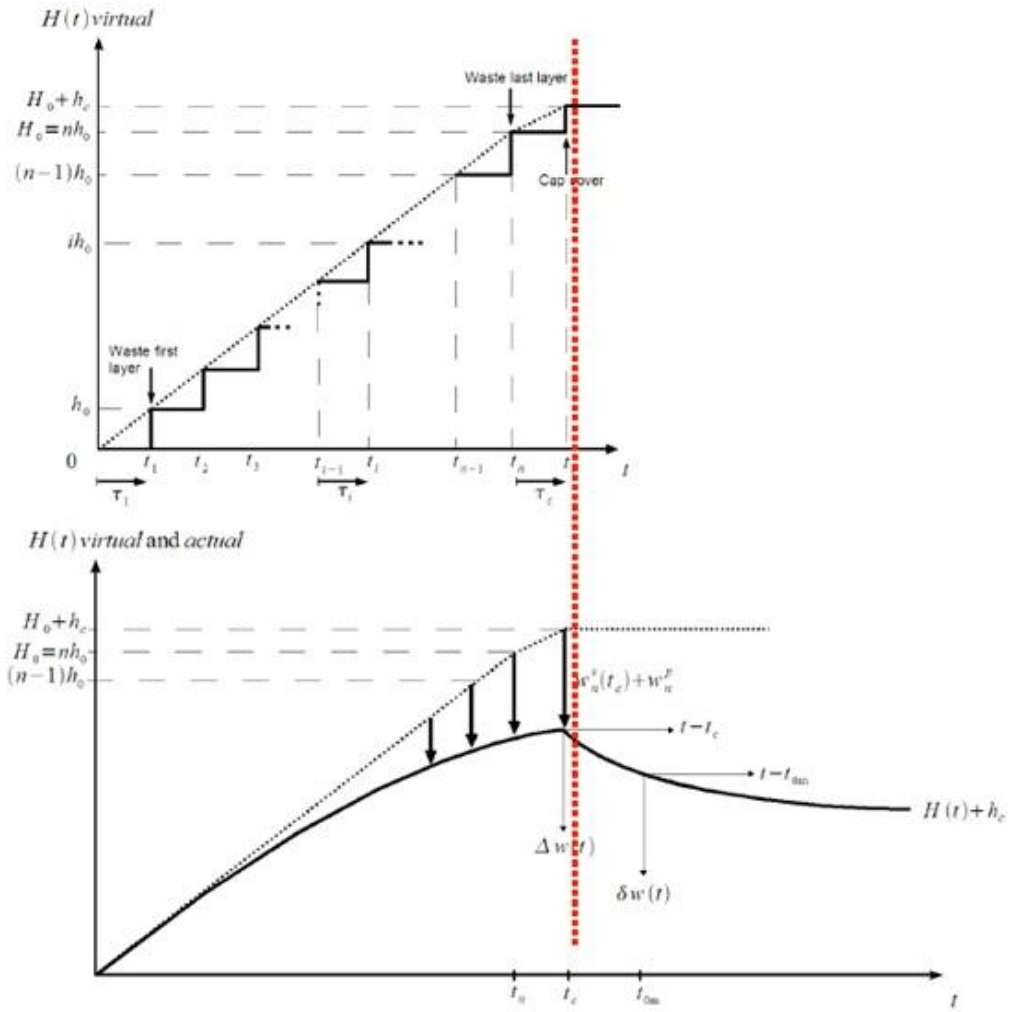


Fig. VII-8. Rappresentazione dei cedimenti teorici e reali durante la fase di costruzione di una discarica (Gourc, 2012).

3. ESEMPIO DI APPLICAZIONE DEL MODELLO AD UN'OPERA IN VERA GRANDEZZA

3.1 Discarica di *Chatuzange*

3.1.1 Generalità

La discarica di *Chatuzange* è una discarica francese che raccoglie, in maggior parte, rifiuti domestici, rifiuti industriali non pericolosi, materiale ingombrante e vegetali. Le informazioni relative a questo impianto sono state ricavate da Olivier (2003). La superficie occupata dalla discarica è di circa 280.000 m² (Fig. VII-9), ed il volume di rifiuto accumulato ammontava, al 2005, a circa 2.500.000 m³. L'inizio del riempimento è avvenuto nel dicembre del 1992 e, nel tempo, sono state stoccate, mediamente, da 110.000 a 160.000 tonnellate di rifiuto all'anno, pari a circa 500 t/giorno: pertanto, l'esaurimento della volumetria disponibile è stato previsto per il 2021.

I settori di discarica sono sei: considerando l'intervallo di tempo compreso tra il 1992 e il 2005, i settori A e B risultano completamente riempiti e dotati di copertura finale, il settore C si trova parzialmente riempito e fornito di copertura provvisoria; il settore D ed E sono allo stadio di fine coltivazione, mentre il settore F allo stadio di preparazione prima dell'inizio di un nuovo riempimento. Il riempimento è avvenuto per zone di circa 500–600 m² di superficie, secondo una successione di strati di altezza variabile e ricoperti ciascuno da uno strato finissimo di *tout-venant*. Le caratteristiche più importanti dei primi tre settori di discarica, sono riportati in Tab. VII-2, mentre in Tab. VII-3 è possibile distinguere le loro principali componenti, in percentuale.

I settori A e B sono stati soggetti a due diverse fasi di costruzione: la prima fase è stata costituita da un riempimento di rifiuti per un'altezza di 5–36 m, seguita dalla posa della copertura provvisoria, mentre la seconda fase è avvenuta dopo un certo periodo di riposo variabile, seguito da scarificazione della copertura precedentemente posata, e dalla ripresa della coltivazione in altezza.

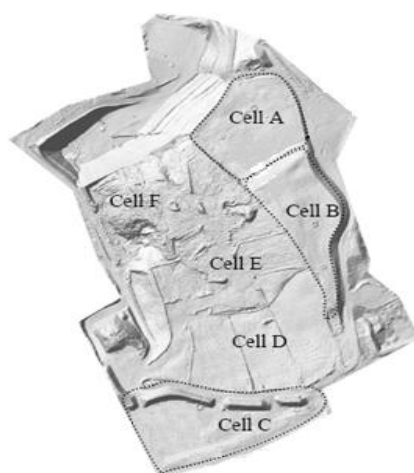


Fig. VII-9. Planimetria della discarica di *Chatuzange* (Francia).

Tab. VII-2. Caratteristiche principali dei settori A, B e C della discarica di *Chatuzange* (1992-2005).

Caratteristiche	settore A	settore B	settore C
<i>Fase di riempimento inferiore</i>			
Inizio del riempimento	dicembre 1992	luglio 1996	febbraio 1998
Fine del riempimento	giugno 1996	gennaio 1998	gennaio 2000
Altezza del cumulo	20 - 29 m	5 - 29 m	38 m
Densità media del rifiuto	0,96 t/m ³	1,04 t/m ³	0,93 t/m ³
Spessore della copertura provvisoria	1,75 m	0,75 m	n.d.
<i>Fase di riempimento superiore</i>			
Inizio del riempimento successivo	dicembre 1999	aprile 2001	2004
Fine del riempimento successivo	aprile 2000	settembre 2001	n.d.
Altezza del riempimento successivo	4,0 - 4,5 m	4,0 – 8,0 m	n.d.
Spessore della copertura finale	1,30 m	1,00 m	n.d.

Tab. VII-3. Principali componenti, in percentuale, dei settori A, B e C della discarica di *Chatuzange* (1992-2005).

Componenti	settore A	settore A	settore B	settore B	settore C
	(inferiore)	(superiore)	(inferiore)	(superiore)	
Rifiuti domestici	55,3%	60,7%	64,3%	53,0%	62,0%
Rifiuti industriali non pericolosi e vegetali	29,6%	16,4%	11,9%	17,2%	14,2%
Fanghi	4,8%	7,8%	6,5%	9,7%	8,4%
Scarti di compostaggio	7,4%	2,9%	6,0%	3,5%	5,5%
Scarti di raccolta differenziata	1,3%	7,5%	8,2%	8,6%	7,0%
Inerti	1,6%	0,7%	0,7%	8,0%	0,5%
Ceneri	0,0%	4,0%	2,4%	0,0%	2,3%

I cedimenti dei tre settori di discarica sono stati monitorati per un periodo compreso tra 49 e i 63 mesi, tramite l'utilizzo di placche in calcestruzzo sistemate nel corpo rifiuti, aste telescopiche e placche in calcestruzzo di superficie. Di particolare interesse è il settore C, il quale presenta il monitoraggio più completo dei cedimenti. Di esso viene considerata, in particolare, la prima fase di riempimento, tra il 1998 ed il 2000, periodo nel quale l'altezza del cumulo è aumentata fino a raggiungere un massimo di circa 38 metri (Fig. VII-10).

Il monitoraggio dettagliato della prima fase di riempimento e del successivo periodo di riposo del settore C, ha permesso di studiare lo sviluppo dei cedimenti secondari, per un periodo complessivo di circa 52 mesi (23 di costruzione e 29 di monitoraggio dei cedimenti secondari), misurati attraverso otto riferimenti (monitoraggio tramite placche di superficie), come mostrato in Fig. VII-11. Da tale figura, è possibile notare come, su un'altezza massima di circa 38 metri, il cedimento secondario maggiore è stato di 3,60 metri, considerando il riferimento n.8 (Tab. VII-4).

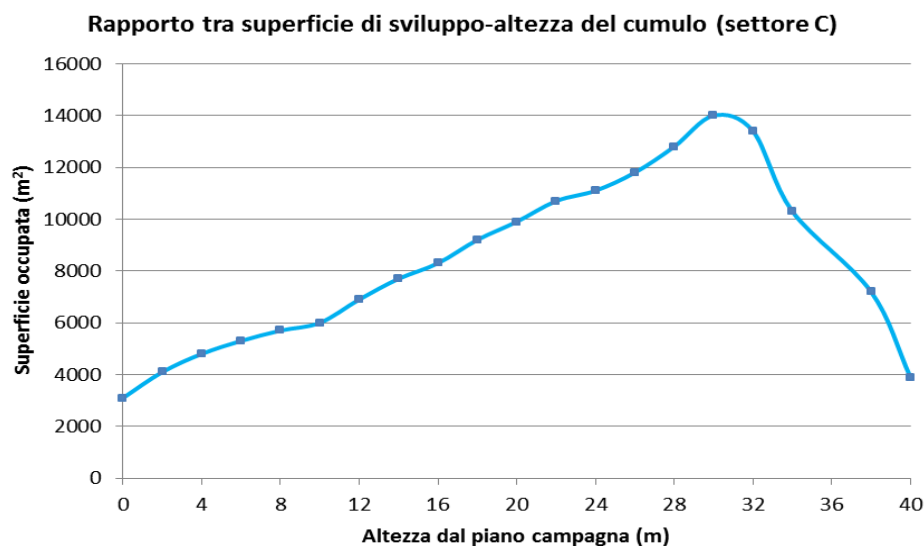


Fig. VII-10. Rapporto tra la crescita in superficie e la crescita in altezza per il cumulo di rifiuti del settore C di discarica (1998-2000).

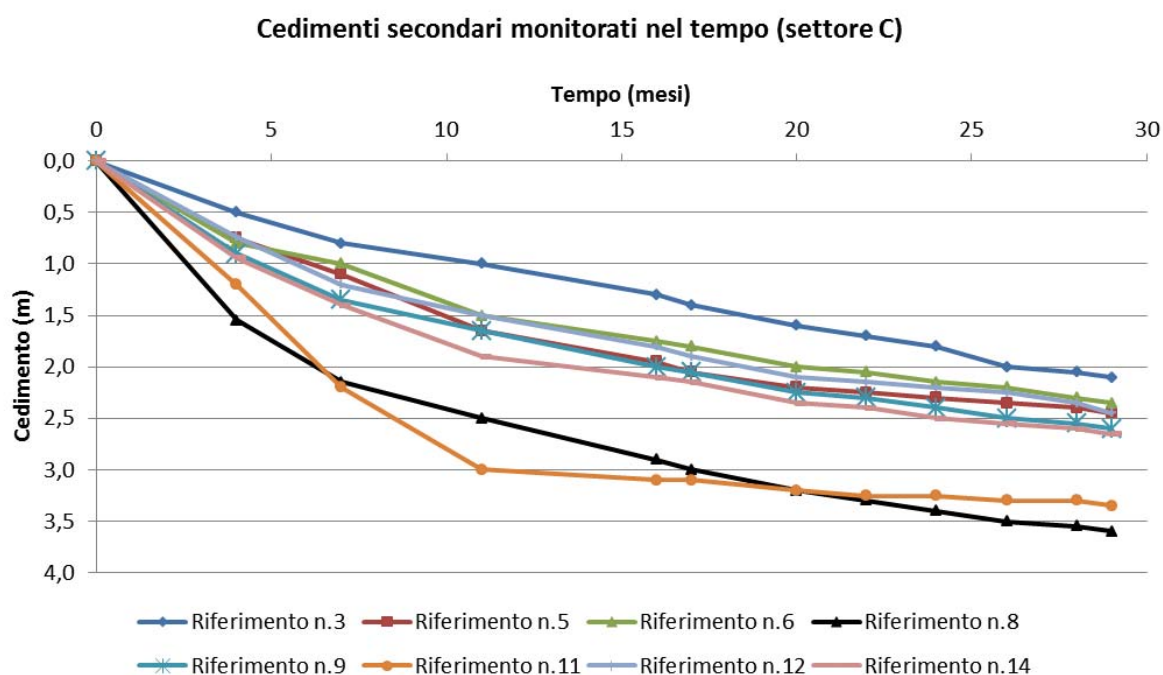


Fig. VII-11. Evoluzione dei cedimenti secondari, monitorati tramite 8 placche di superficie, per il cumulo di rifiuti del settore C di discarica.

Tab. VII-4. Cedimenti osservati nell'arco dei 29 mesi, considerando il riferimento n.8.

Mese	0	4	7	11	16	17	20	22	24	26	28	29
Cedimento (m)	0	1,55	2,15	2,50	2,90	3,00	3,20	3,30	3,40	3,50	3,55	3,60
Deform. (%)	0	4,08	5,66	6,58	7,63	7,89	8,42	8,68	8,95	9,21	9,34	9,47

3.1.2 Ipotesi iniziali di modello

Al fine di testare la bontà del modello bio-meccanico proposto, esteso alle opere in vera grandezza, è stata riprodotta la sua applicazione ad un sito reale (settore C della discarica di *Chatuzange*), per il quale si hanno a disposizione i cedimenti monitorati nell'arco di un breve periodo di tempo. E' possibile, pertanto, avere il riscontro diretto tra modellazione ed osservazione del cedimento.

In questo paragrafo vengono riportati i principali parametri da inserire all'interno del modello ISPM, come definito in precedenza nei paragrafi 2.1, 2.2 e 2.3 del presente Capitolo.

L'altezza massima raggiunta dal settore (H_0) è di 37,7 metri; nella modellazione, è stato assunto che tale settore sia stato riempito in strati di rifiuto di circa 2 metri d'altezza ciascuno (h_0), comprensivi di copertura giornaliera, per un totale di 19 strati. Nel sito non è presente nessuna copertura finale, ma solamente una copertura provvisoria in geomembrana impermeabile, per cui, al di sopra del settore C, non agisce nessun sovraccarico esterno ($q_c=0$). Lo sforzo verticale agente in profondità, pertanto, è dato esclusivamente dal peso proprio degli strati di rifiuto situati sopra lo strato considerato. Il peso di volume del rifiuto (γ_0) è pari a 9,3 kN/m³. Il tempo di costruzione del settore (t_c) o tempo totale di riempimento, è durato complessivamente 23 mesi, dal febbraio 1998 al gennaio del 2000; il monitoraggio dei cedimenti ($t_{\text{monitoraggio}}$), invece, è stato fatto nell'arco di 29 mesi.

La Tab. VII-5 riporta i dati principali relativi al settore considerato, mentre la Fig. VII-12 presenta una schematizzazione di una sezione del settore considerato.

Tab. VII-5. Caratteristiche principali relative al settore C della discarica.

Caratteristica del settore C	
Altezza massima del cumulo dei rifiuti (H_0)	37,7 m
Numero dei rilevatori di cedimento installati	14
Rilevatore di cedimento considerato nell'applicazione	n.8
Superficie media del settore	9.600 m ²
Volume del settore	363.500 m ³
Peso totale dell'ammasso di rifiuti	345.000 t
Peso di volume del rifiuto (γ_0)	9,3 kN/m ³
Tempo totale di riempimento del settore (t_c)	23 mesi
Presenza di copertura finale	no
Parametri di progetto	
Altezza di ogni singolo strato di rifiuto considerato (h_0)	2 m
Numero di strati considerati (n)	19
Sovraccarico agente in superficie (q_c)	0 kPa
Sforzo di pre-consolidamento rifiuto (σ_c)	40 kPa
Parametri relativi al cedimento	
Coefficiente di compressibilità primaria (C'_c)	0,200
Coefficiente di compressibilità secondaria meccanica (C_{aeM})	0,130
Durata monitoraggio cedimento ($t_{\text{monitoraggio}}$)	29 mesi
Cedimento secondario osservato (Δh_s)	3,60 m

Le assunzioni più importanti, considerate al fine di rendere più semplice la modellazione nei confronti dei dati reali, sono le seguenti:

- spessore costante di ogni singolo strato di rifiuto ($h_0 = 2 \text{ m}$);
- velocità costante di costruzione: stesso tempo considerato per la realizzazione di ogni strato ($\tau_1 = \tau_2 = \tau_3 = \dots = \tau_n$);
- tutti gli strati sono costruiti in successione temporale istantanea, per cui $\tau_{r1} = \tau_{r2} = \tau_{r3} = \dots = \tau_{rn} = 0$;
- tutti gli strati possiedono la medesima composizione, gli stessi parametri di densità, di cedimento secondario meccanico, di produzione di biogas e di contenuto gravimetrico biodegradabile.

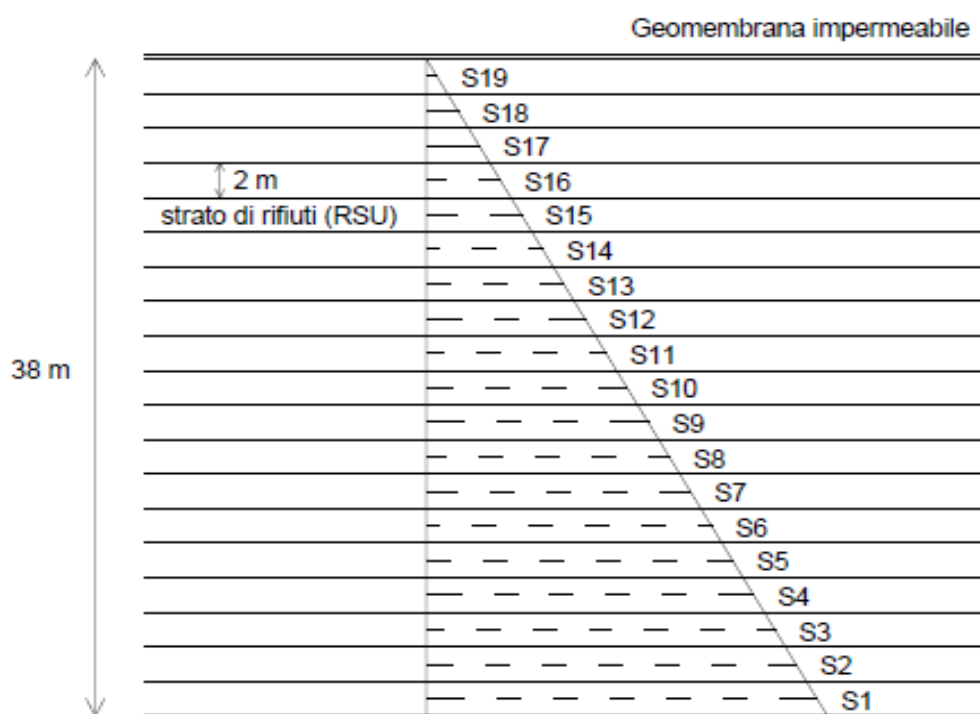


Fig. VII-12. Schematizzazione di una sezione del settore C, usata per la valutazione dei cedimenti.

3.1.3 Parametri per il calcolo della compressibilità secondaria

Per quanto concerne il calcolo della parte di deformazione secondaria degli strati di rifiuti stoccati in discarica, sono state utilizzate le procedure di calcolo del modello bio-meccanico descritte nel Capitolo IV e V. Per semplicità, la modellazione della produzione di biogas è stato fatto applicando solamente il metodo proposto dall'USEPA (2005), mentre il contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c è stato determinato considerando solamente l'approccio basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto

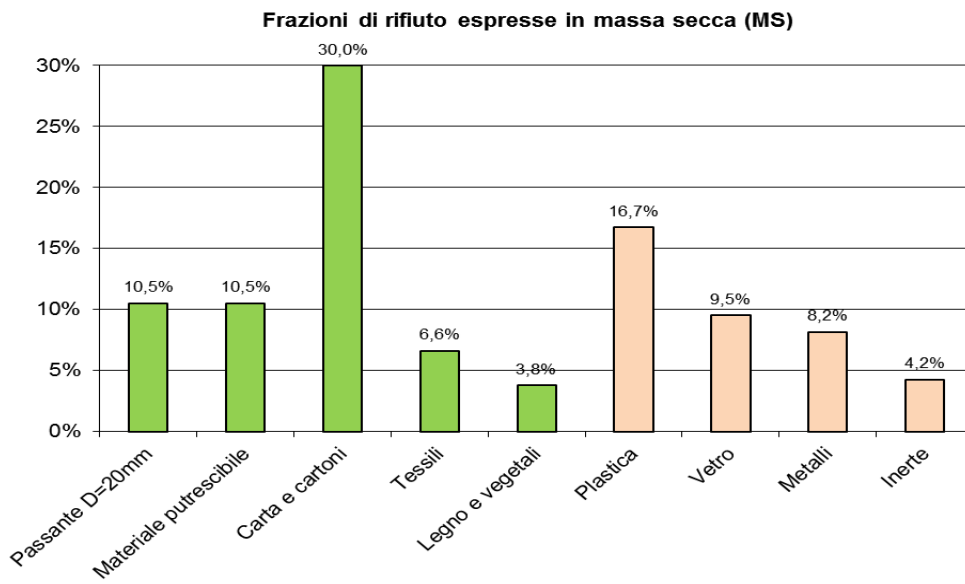


Fig. VII-13. Frazioni f_i costituenti il rifiuto.

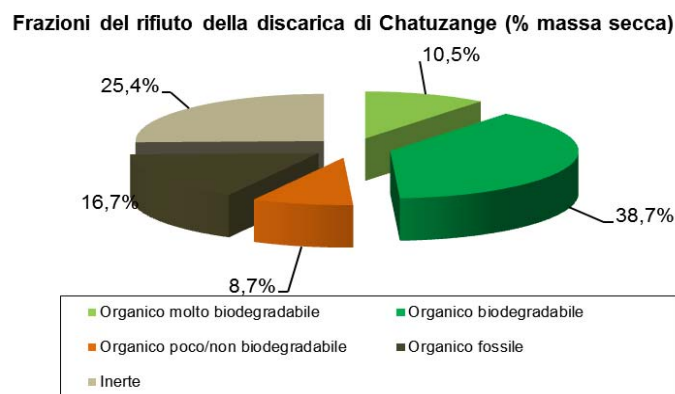


Fig. VII-14. Suddivisione della sostanza organica costituente il rifiuto.

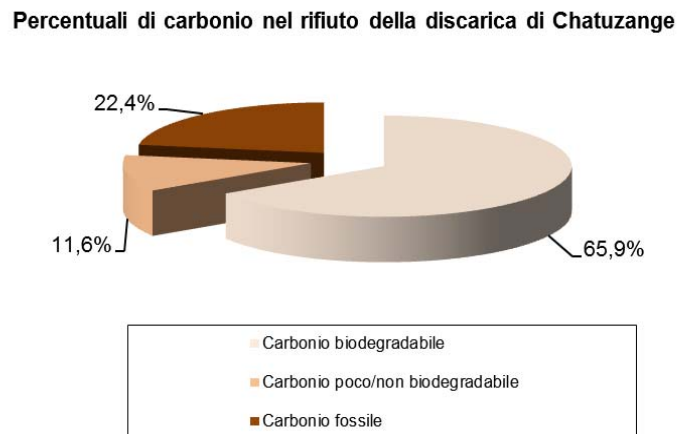


Fig. VII-15. Percentuale di carbonio contenuta nel rifiuto considerato.

Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s0}

Le due densità sono state determinate tramite il procedimento descritto in dettaglio nel paragrafo 2.2 del Capitolo IV. I risultati sono riportati in Tab. VII-6.

Tab. VII-6. Densità secca iniziale ρ_{d0} e densità solida organica ρ_{s0} .

Componente	Frazione secca f_i	Densità secca $\rho_{d,i}$	Densità solida $\rho_{s,i}$	Frazione secca/ densità secca	Frazione secca/ densità solida	Frazione secca/ densità solida organica
Passante al D=20mm	10,52%	1,00	1,25	0,105	0,084	0,084
Materiale putrescibile	10,52%	1,00	1,25	0,105	0,084	0,084
Carta e cartoni	29,98%	0,40	2,00	0,749	0,150	0,150
Tessili	6,59%	0,30	0,43	0,220	0,153	0,153
Legno	1,88%	1,00	1,25	0,019	0,015	0,015
Vegetali	1,88%	1,00	1,25	0,019	0,015	0,015
Plastica	16,74%	1,00	1,00	0,167	0,167	–
Vetro	9,50%	2,90	2,90	0,033	0,033	–
Metalli	8,15%	6,00	6,00	0,014	0,014	–
Inerti	4,24%	4,00	4,00	0,011	0,011	–
SOMMA	100,00%	–	–	1,442	0,726	0,502
				$\rho_{d0}=0,694$	$\rho_{s0}=1,378$	$\rho_{s0}=0,952$

Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e C_{aeM}

Il valore del coefficiente di compressione secondaria meccanica è fornito da Olivier (2003), e pari a 0,130, mentre si suppone, per le opere in vera grandezza, che $t_{100} = 30$ giorni.

Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas

Non conoscendo i dati relativi alla produzione di biogas per la presente discarica, si è cercato di ricostruire la curva di produzione giornaliera e cumulata di biogas mediante i parametri più realistici presenti nella letteratura specialistica, riferiti alla medesima discarica (Olivier, 2003; Staub, 2010; Gourc, 2012). I parametri trovati sono molto verosimili, se confrontati con quelli presenti nel Capitolo V. I valori di questi parametri sono riassunti in Tab. VII-7, mentre le due curve di produzione di biogas ricostruite, sono raffigurate in Fig. VII-16.

Tab. VII-7. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas ipotizzate.

Modello dell'USEPA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	150,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	82,5	Nm ³ metano/t DM
k	0,266	anni ⁻¹
t_{bio}	120 (1,890)	giorni (anni)
$t_{1/2}$	450	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	330	giorni

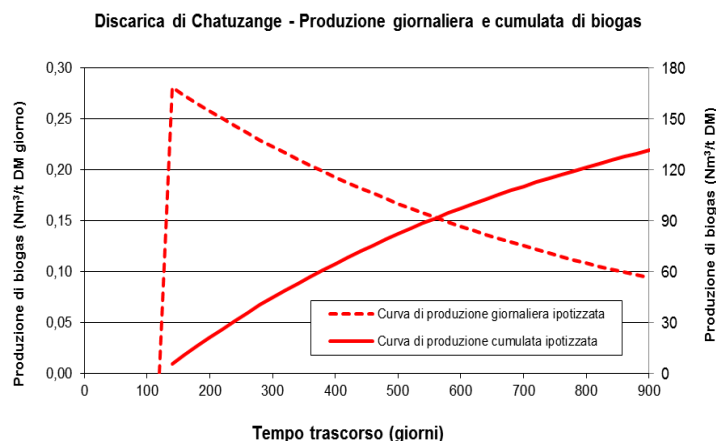


Fig. VII-16. Curve ricostruite relative alla produzione giornaliera e cumulata di biogas, per il settore C della discarica di *Chatuzange*.

Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sul pretrattamento: considerando le frazioni organiche $f_{i,bio}$ che costituiscono il rifiuto, è possibile moltiplicarle per i corrispondenti valori di $c_{i,correct}$ e trovare, tramite somma finale, il valore di $c_{pretreatment}$.

Nome del sito		<i>Chatuzange</i>
Inizio biodegradazione (t_{bio})		120 giorni
Tipo di pretrattamento		Nessuno
Frazione del rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$
Passante al D=20mm	10,52%	3,68%
M. Putrescibili	10,52%	5,26%
Carta e cartoni	29,98%	12,00%
Legno e vegetali	3,96%	1,15%
Tessili	6,59%	2,32%
TOTALE ($c_{pretreatment}$)		$c=24,41\%$

3.1.4 Determinazione della deformazione secondaria totale

Nel tentativo di estendere il modello ad un'applicazione non esclusivamente riservata ai reattori di laboratorio ma a siti a vera grandezza, e per poter conoscere la potenzialità del modello su grande scala, è stata svolta un'indagine sul cedimento di un settore della discarica francese di *Chatuzange*. Utilizzando le ipotesi del modello ISPM, come illustrato nel paragrafo 2.1 e 2.3 del presente Capitolo, unite ai metodi di calcolo della deformazione secondaria proposti nel presente lavoro di ricerca, è possibile determinare la deformazione secondaria totale (Fig. VII-17).

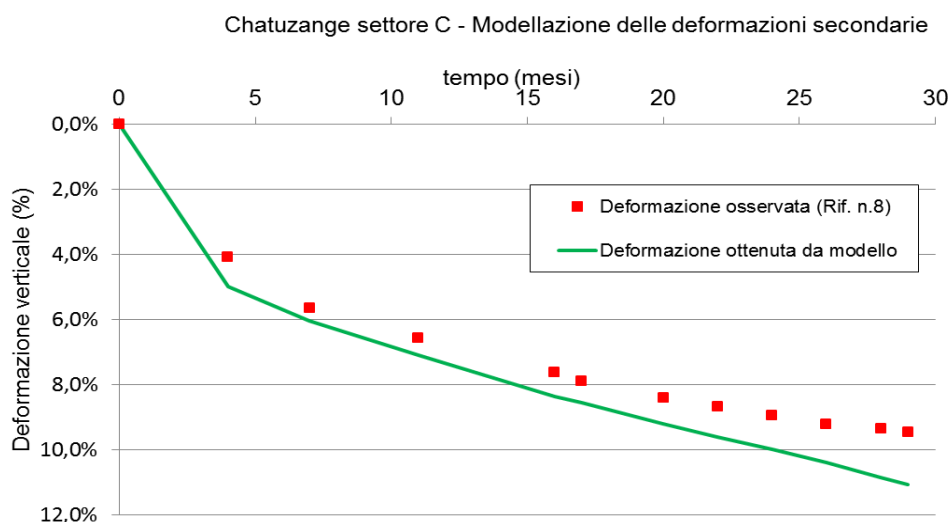


Fig. VII-17. Modellazione delle deformazioni secondarie per il settore C della discarica di *Chatuzange*.

A partire dalla conoscenza della composizione merceologica del rifiuto, delle modalità di stoccaggio e della densità del rifiuto, pur non avendo a disposizione i dati di produzione di biogas del sito, è stata ricostruita la curva di deformazione secondaria per il settore C della discarica considerata. Trattandosi di un sito in vera grandezza, è stato applicato questo modello per la durata del monitoraggio dei cedimenti secondari, pari a 29 mesi (circa 870 giorni). Essendo la deformazione finale prevista da modello di circa 11,1%, nei confronti di una deformazione osservata di 9,5%, l'errore commesso dal presente modello è del 16,8%. E' possibile osservare, inoltre, una buona modellazione dell'andamento delle deformazioni, per ogni istante di tempo considerato.

3.2 Discarica di *Yolo County*

3.2.1 Generalità

Nella discarica di *Yolo County* (California) sono stati realizzati due siti pilota, denominati *Control cell* ed *Enhanced cell*, per poter studiare su vera grandezza l'andamento dei cedimenti prodotti dalla decomposizione dei rifiuti. Il secondo sito si differenzia dal primo per il fatto che la biodegradazione è stata accelerata tramite ricircolo di percolato, rendendolo, di fatto, un bioreattore. Le informazioni relative a questo impianto sono state ricavate da Mehta et al. (2002).

La *Control cell* ha una dimensione di 930 m², con profondità media di 12,2 m ed un volume di circa 12.000 m³. Sono stati realizzati 9 strati di rifiuto, dello spessore di circa 1,5 m l'uno. Complessivamente, nel sito pilota di controllo sono state stoccate 8.726 t di rifiuti (per un volume di 7.932 m³), 1.443 t di copertura giornaliera (30 cm di *greenwaste* molto tritato avente massa compresa tra 15,6% e 16,7% della massa totale del cumulo di rifiuti), mentre il grado medio di compattazione è stato di 0,352 kg/m³.

L'*Enhanced cell* ha dimensioni, profondità media, volume, numero di strati e spessore di questi, analoghi al sito di controllo. Complessivamente, nel sito pilota bioreattore sono state stoccate 8.557 t di rifiuti (per un volume di 7.772 m³), 1.326 t di copertura giornaliera, mentre il grado medio di compattazione è stato di 0,356 kg/m³.

La costruzione dei due siti è avvenuta nel periodo tra aprile ed ottobre del 1995. Il percolato ed i liquidi supplementari sono stati aggiunti nel sito bioreattore a partire dal giorno 133 sino al giorno 910, attraverso 14 pozzi d'iniezione; la quantità di percolato aggiunta è stata pari a 4.430 m³.

Nell'ottobre del 1999 (giorno 1231) sono stati prelevati due campioni di rifiuto dalla *Control cell*, denominati C1 e C2, e tre campioni dall'*Enhanced cell*, denominati E1, E2 e E3. I dati più importanti, relativi a tali campioni, sono riportati in Tab. VII-8.

Le misure dei cedimenti sono state effettuate considerando 23 sensori di cedimento per il sito di controllo e 24 sensori per il sito bioreattore. Il cedimento totale medio degli strati di rifiuto è stato di 0,28 m per la *Control cell* (deformazione verticale media pari a 2,6%) e di 1,94 m per l'*Enhanced cell* (deformazione verticale media pari a 15,9%).

Tab. VII-8. Dati relativi ai due siti pilota della discarica di *Yolo County*.

Reattore	<i>Control cell</i>	<i>Enhanced cell</i>
<i>Pretrattamento</i>	corto	nessuno
<i>Analisi fatte</i>	Analisi dei solidi volatili, del BMP, del pH, del contenuto d'acqua e della quantità di cellulosa, emicellulosa e lignina.	
<i>Velocità di ricircolo</i>	nessuna	570 litri/m ³ ·giorno
<i>pH</i>	C1: 6,6; C2: 5,7	E1: 8,3; E2: 6,7; E3: 7,1
<i>Temperatura</i>	misurata tramite l'utilizzo di 11 sensori, posizionati: - sullo strato di fondo (35°C); - 4,6 m sopra la linea fondo (34°C); - in sommità del sito (26°C).	misurata tramite l'utilizzo di 13 sensori, posizionati: - sullo strato di fondo (43°C); - 4,6 m sopra la linea fondo (43°C); - in sommità del sito (34°C).
<i>Contenuto d'acqua medio</i>	Per il rifiuto iniziale: 15,0% C1: 14,6% C2: 19,2%	Per il rifiuto iniziale: 15,0% E1: 38,8% E2: 31,7% E3: 34,8%
<i>Durata del test</i>	1504 giorni	1504 giorni

3.2.2 Ipotesi iniziali di modello

Si esegue un procedimento analogo a quello riportato nel paragrafo 3.1.2 del presente Capitolo. L'altezza massima raggiunta dai siti pilota (H_0) è di 12,2 metri. I rifiuti sono stati stoccati in strati di circa 1,5 metri d'altezza ciascuno (h_0), comprensivi di copertura giornaliera, per un totale di 8 strati. Nei siti non è presente nessuna copertura finale, ma solamente una copertura provvisoria in geomembrana impermeabile, per cui, al di sopra di essi non agisce nessun sovraccarico esterno ($q_c=0$). Lo sforzo verticale agente in profondità, pertanto, è dato esclusivamente dal peso proprio degli strati di rifiuto situati sopra lo strato considerato. Il peso di volume del rifiuto (γ_0) è pari a 10,8 kN/m³. Il tempo di costruzione (t_c)

o tempo totale di riempimento, è durato complessivamente 7 mesi, da aprile a ottobre del 1995; il monitoraggio dei cedimenti ($t_{\text{monitoraggio}}$), invece, è stato fatto nell'arco di 50 mesi. La Tab. VII-9 riporta i dati principali relativi al settore considerato, mentre la Fig. VII-18 presenta una schematizzazione di una sezione del settore considerato.

Tab. VII-9. Caratteristiche principali relative ai due siti pilota.

Caratteristica dei siti pilota	
Altezza massima del cumulo dei rifiuti (H_0)	12,2 m
Numero dei rilevatori di cedimento installati	23 [*] – 24 ^{**}
Superficie media dei siti pilota	930 m ²
Volume dei siti pilota	circa 12.000 m ³
Peso totale dell'ammasso di rifiuti	10.169 [*] – 9.883 ^{**} t
Peso di volume del rifiuto (γ_0)	10,8 kN/m ³
Tempo totale di riempimento del settore (t_c)	7 mesi
Presenza di copertura finale	no
Parametri di progetto	
Altezza di ogni singolo strato di rifiuto considerato (h_0)	1,5 m
Numero di strati considerati (n)	8
Sovraccarico agente in superficie (q_c)	0 kPa
Sforzo di pre-consolidamento rifiuto (σ_c)	40 kPa
Parametri relativi al cedimento	
Coefficiente di compressibilità primaria (C'_c)	non disponibile
Coefficiente di compressibilità secondaria meccanica (C_{aeM})	vedi sotto
Durata monitoraggio cedimento ($t_{\text{monitoraggio}}$)	50 mesi
Cedimento secondario osservato (Δh_s)	0,32 [*] – 1,94 ^{**} m

* valore relativo alla *Control cell* e ** all'*Enhanced cell*.

Le assunzioni più importanti, considerate al fine di rendere più semplice la modellazione nei confronti dei dati reali, sono le seguenti:

- spessore costante di ogni singolo strato di rifiuto ($h_0 = 1,5$ m);
- velocità costante di costruzione: stesso tempo considerato per la realizzazione di ogni strato ($\tau_1 = \tau_2 = \tau_3 = \dots = \tau_n$);
- tutti gli strati sono costruiti in successione temporale istantanea, per cui $\tau_{r1} = \tau_{r2} = \tau_{r3} = \dots = \tau_{rn} = 0$;
- tutti gli strati possiedono la medesima composizione, gli stessi parametri di densità, di cedimento secondario meccanico, di produzione di biogas e di contenuto gravimetrico biodegradabile.

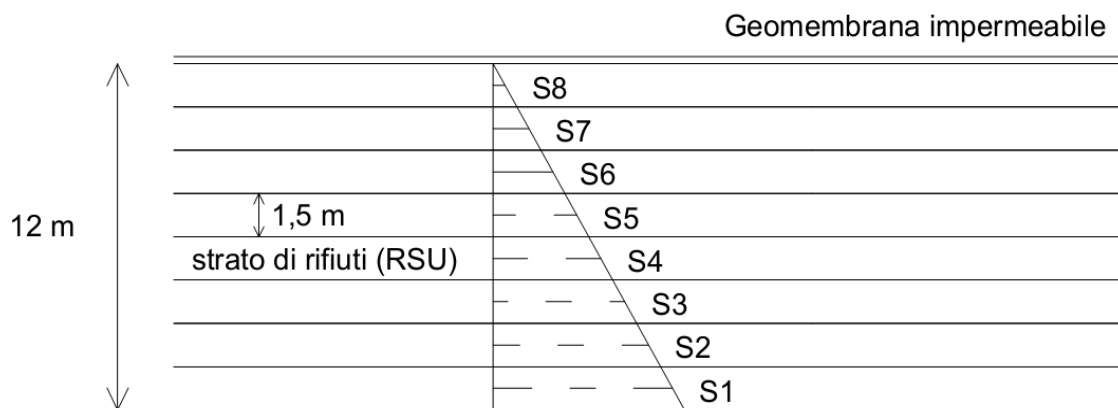


Fig. VII-18. Schematizzazione di una sezione dei siti pilota, usata per la valutazione dei cedimenti.

3.2.3 Parametri per il calcolo della compressibilità secondaria

Per quanto concerne il calcolo della parte di deformazione secondaria degli strati di rifiuti stoccati in discarica, sono state utilizzate le procedure di calcolo del modello bio-meccanico descritte nel Capitolo IV e V. Per semplicità, la modellazione della produzione di biogas è stato fatto applicando solamente il metodo proposto dall'USEPA (2005), mentre il contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c è stato determinato considerando solamente l'approccio basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto

Per il rifiuto del sito di *Yolo County* (Mehta et al., 2002) non si hanno a disposizione le percentuali delle differenti componenti; perciò, sono state considerate le percentuali tipiche di un rifiuto medio americano, per le diverse frazioni costituenti il rifiuto.

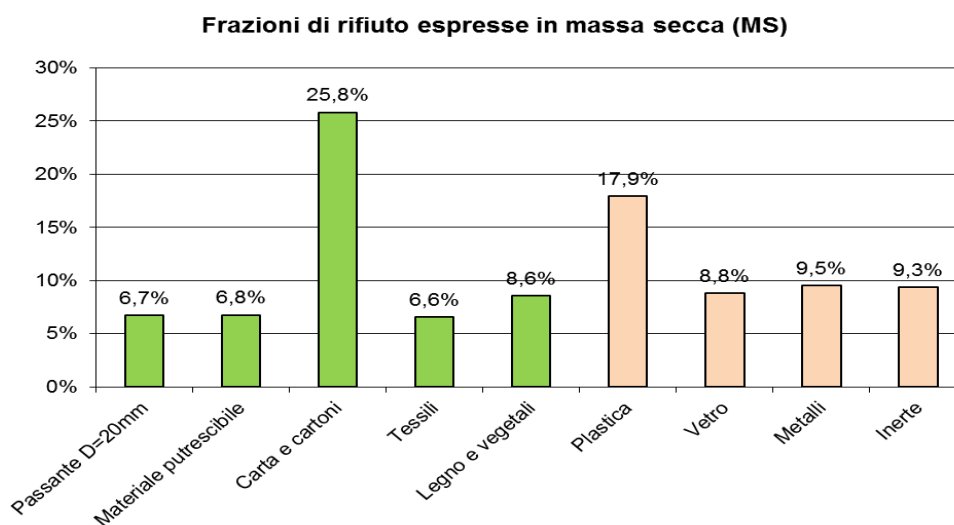


Fig. VII-19. Frazioni f_i costituenti il rifiuto tipico americano.

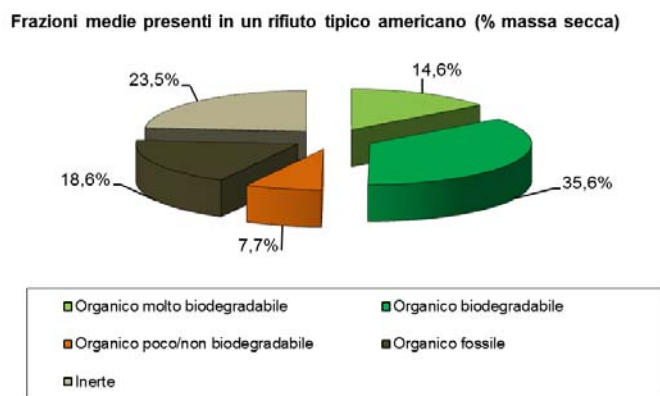


Fig. VII-20. Suddivisione della sostanza organica costituente il rifiuto tipico americano.

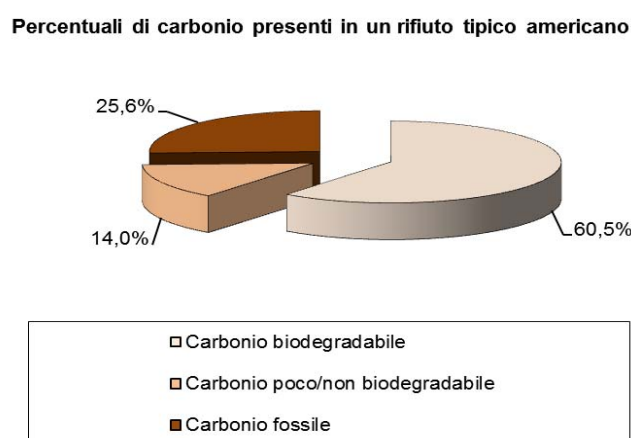


Fig. VII-21. Percentuale di carbonio contenuta nel rifiuto considerato.

Determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{s0}

Le due densità sono state determinate tramite il procedimento descritto in dettaglio nel paragrafo 2.2 del Capitolo IV. I risultati sono riportati in Tab. VII-10.

Tab. VII-10. Densità secca iniziale ρ_{d0} e densità solida organica ρ_{s0} .

Componente	Frazione secca f_i	Densità secca $\rho_{d,i}$	Densità solida $\rho_{s,i}$	Frazione secca/ densità secca	Frazione secca/ densità solida	Frazione secca/ densità solida organica
Passante al D=20mm	6,71%	1,00	1,25	0,067	0,054	0,054
Materiale putrescibile	6,75%	1,00	1,25	0,067	0,054	0,054
Carta e cartoni	25,82%	0,40	2,00	0,646	0,129	0,129
Tessili	6,57%	0,30	0,43	0,218	0,152	0,152
Legno	4,28%	1,00	1,25	0,043	0,034	0,034
Vegetali	4,28%	1,00	1,25	0,043	0,034	0,034
Plastica	17,92%	1,00	1,00	0,179	0,179	
Vetro	8,80%	2,90	2,90	0,030	0,030	
Metalli	9,53%	6,00	6,00	0,016	0,016	
Inerti	9,34%	4,00	4,00	0,023	0,023	
SOMMA	100,00%	–	–	1,333	0,707	0,458
				$\rho_{d0}=0,750$	$\rho_{s0}=1,415$	$\rho_{s0o}=0,917$

Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e C_{aeM}

Come mostrato nella Fig. VII-22, nella *Control cell* ed *Enhanced cell* del sito di *Yolo County* non si hanno dati sufficienti per fare questo tipo di analisi; si considerano, pertanto, i valori dei coefficienti di deformazione secondaria meccanica forniti dalla letteratura specialistica (Olivier, 2003). Questi valori sono: $C_{aeM} = 0,010$ per la *Control cell* e $C_{aeM} = 0,060$ per l'*Enhanced cell*. Il t_{100} viene sempre assunto pari a 30 giorni per le opere in vera grandezza.

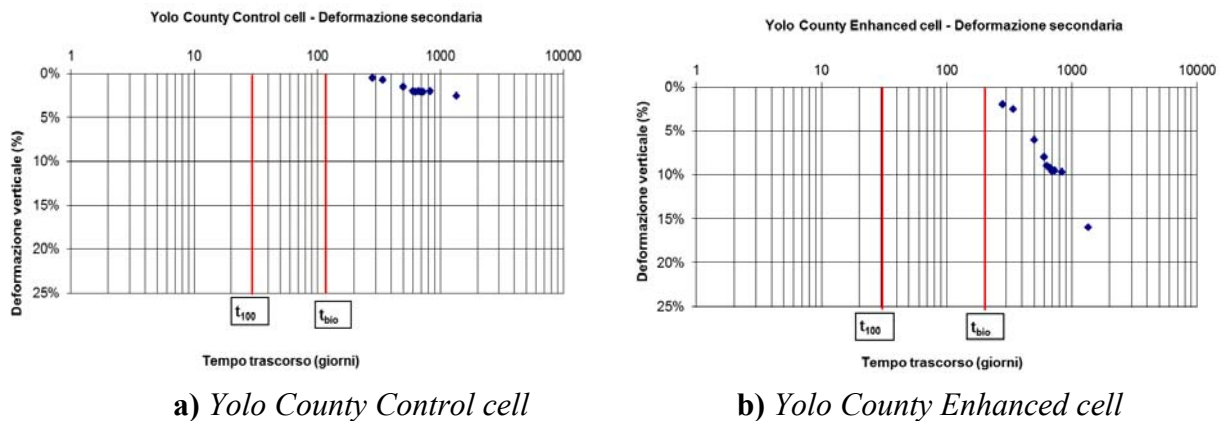
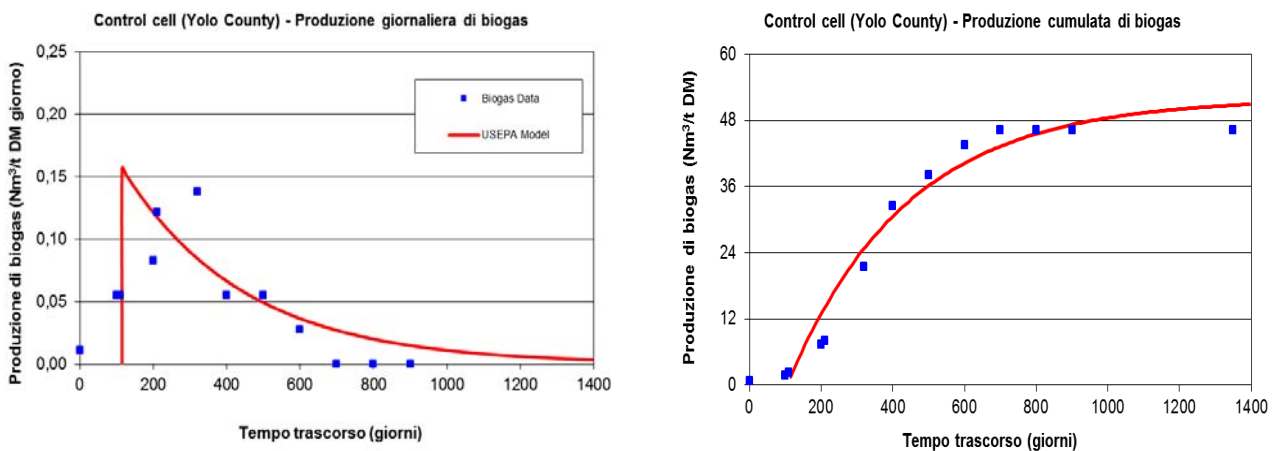


Fig. VII-22. Coefficiente secondario meccanico per i rifiuti dei siti pilota **a) Control cell;** **b) Enhanced cell.**

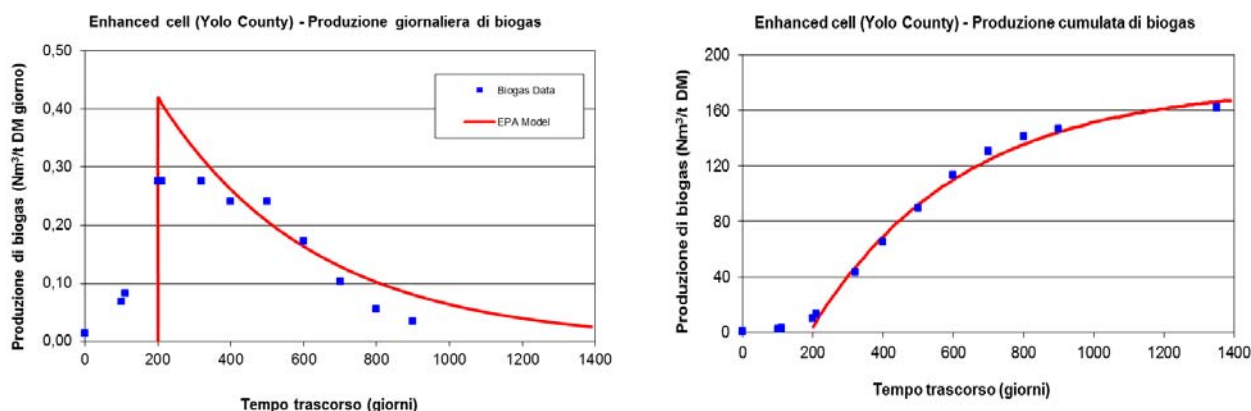
Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas

Il volume totale di biogas raccolto è stato di 431.292 Nm³ per il sito pilota di controllo, mentre, per il sito pilota bioreattore è stato quasi il doppio, ovvero 812.693 Nm³. La percentuale media di metano è stata del 31% per il primo sito, e del 57% per il secondo, evidenziando una migliore biodegradazione prodotta dalle condizioni di ricircolo del percolato. Il flusso medio giornaliero per l'*Enhanced cell* è stato di 0,334 Nm³ di biogas.



Tab. VII-11. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	52,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	28,6	Nm ³ metano/t DM
k	1,100	anni ⁻¹
t_{bio}	115 (0,315)	giorni (anni)
$t_{1/2}$	345	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	230	giorni


Tab. VII-12. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	178,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	97,9	Nm ³ metano/t DM
k	0,858	anni ⁻¹
t_{bio}	200 (0,548)	giorni (anni)
$t_{1/2}$	495	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	295	giorni

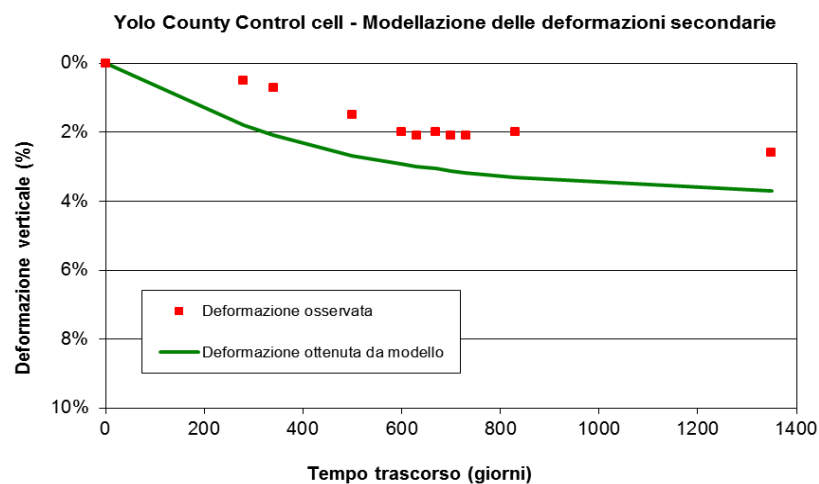
Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sul pretrattamento: considerando le frazioni $f_{i,bio}$ che costituiscono il rifiuto, è possibile moltiplicarle per i corrispondenti valori di c_i e trovare, tramite una somma finale, il valore di $c_{pretrattamento}$.

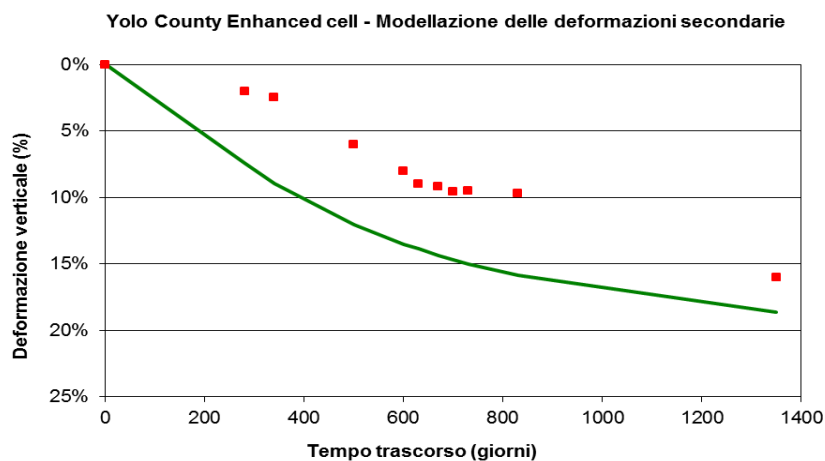
Nome del sito pilota		<i>Control cell</i>	<i>Enhanced cell</i>
Inizio biodegradazione (t_{bio})		115 giorni	200 giorni
Tipo di pretrattamento		Corto	Nessuno
Frazione del rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$	
Passante al D=20mm	6,71%	0,59%	2,35%
M. Putrescibili	6,75%	0,85%	3,38%
Carta e cartoni	25,82%	2,58%	10,33%
Legno e vegetali	8,56%	0,64%	2,57%
Tessili	6,57%	0,58%	2,30%
TOTALE ($c_{pretrattamento}$)		$c=5,24\%$	$c=20,93\%$

3.2.4 Determinazione della deformazione secondaria totale

Utilizzando le ipotesi del modello ISPM, come illustrato nel paragrafo 2.1 e 2.3 del presente Capitolo, unite ai metodi di calcolo della deformazione secondaria proposti nel presente lavoro di ricerca, è possibile determinare la deformazione secondaria totale (Fig. VII-23a, b). Trattandosi di due siti pilota in vera grandezza, entrambi contenuti all'interno della discarica di *Yolo County*, è stato applicato questo modello per la durata del monitoraggio dei cedimenti secondari, pari a 50 mesi. I modelli di produzione di biogas dell'USEPA, applicati ai due siti pilota, interpolano molto bene i dati giornalieri e cumulati. Essendo la deformazione finale prevista da modello di circa 3,7% e 18,7% (rispettivamente, per la *Control cell* e per l'*Enhanced cell*), nei confronti di una deformazione osservata di 2,6% e 15,9%, l'errore commesso dal presente modello è del 42,3% e 17,6%. In tutti e due i casi, la modellazione delle deformazioni tende a sovrastimare i dati realmente osservati.



a)



b)

Fig. VII-23. Modellazione delle deformazioni secondarie per a) *Control cell* e b) *Enhanced cell* della discarica di *Yolo County*.

3.3 Discarica *S-Landfill*

3.3.1 Generalità

La discarica denominata *S-Landfill* è un'opera in vera grandezza, situata nel Midwest degli Stati Uniti, avente una superficie di circa 36.000 m² ed altezza massima di 24 m. Le informazioni relative a questo impianto sono state ricavate da Benson et al. (2007). L'impianto raccoglie diverse tipologie di rifiuto (domestico; industriale non pericoloso; rifiuto di demolizioni; rifiuto industriale semplice), che viene giornalmente stoccato, compattato e coperto da uno strato di sabbia e vetri rotti, dello spessore compreso tra i 150 e i 300 mm.

In essa, sono stati realizzati due siti pilota in vera grandezza: uno di controllo, denominato *Conventional cell*, e uno gestito in modalità bioreattore e denominato, pertanto, *Bioreactor cell*. Sui due siti è stato eseguito un programma di monitoraggio di diversi parametri, quali: contenuto d'acqua e densità del rifiuto; solidi volatili, temperatura, pH, conduttività elettrica e profondità del percolato; flusso e composizione del biogas prodotto; cedimenti e deformazioni verticali.

Nella *Bioreactor cell* il percolato è stato ricircolato tramite l'utilizzo di un sistema di iniezione posizionato per 60 m in orizzontale e a 10 m in verticale. Il percolato prodotto da questo reattore viene collettato per gravità, attraverso dei sistemi di captazione situati sul fondo; successivamente, viene reiniettato attraverso il sistema di ricircolo. La frequenza del ricircolo di percolato è stata variabile, a seconda delle situazioni, e conseguente all'accumulo di percolato nelle riserve. I dati più importanti, relativi alla produzione di percolato, sono presentati in Tab. VII-13.

Il contenuto d'acqua iniziale determinato per il rifiuto dei siti pilota è stato pari al 15%, raggiungendo valori, durante la fase di ricircolo del percolato, di 16–25% e valori finali pari alla capacità di campo. Il pH, invece, è aumentato sia nella *Conventional cell* che nella *Bioreactor cell*, rimanendo poi compreso tra 7–8 e favorendo la produzione di metano.

I cedimenti misurati sono stati di 0,79 m per la *Conventional cell* e di 5,28 m per la *Bioreactor cell*, corrispondenti, rispettivamente, ad una deformazione di 3,3% e 22,0%.

Tab. VII-13. Parametri relativi al ricircolo di percolato nella *Bioreactor cell*.

Volume di percolato prodotto e ricircolato	3.020.600 litri/anno; 84 litri/m ²
Ricircolo totale per massa di rifiuto	16 litri/Mg rifiuto
Frequenza d'applicazione	circa ogni 10–14 giorni
Dosaggio	minimo: 124 litri/pozzo medio: 434 litri/pozzo massimo: 744 litri/pozzo

3.3.2 Ipotesi iniziali di modello

Si esegue un procedimento analogo a quello riportato nel paragrafo 3.1.2 del presente Capitolo. L'altezza massima raggiunta dai siti pilota (H_0) è di 24,0 metri. I rifiuti sono stati stoccati in strati di circa 1,5 metri d'altezza ciascuno (h_0), comprensivi di copertura giornaliera, per un totale di 16 strati. Per quanto riguarda la presenza di una copertura finale,

non si hanno informazioni sufficienti per stabilirlo; tuttavia, si ipotizza la presenza di una copertura provvisoria, dato che sono stati eseguiti dei campionamenti nel corpo rifiuti. Pertanto, si suppone che non agisca nessun sovraccarico esterno ($q_c=0$). Il peso di volume del rifiuto (γ_0) è pari a $10,1 \text{ kN/m}^3$. Non si hanno informazioni neppure riguardo il tempo di costruzione (t_c); tuttavia, il monitoraggio dei cedimenti ($t_{\text{monitoraggio}}$) è stato fatto nell'arco di 36 mesi (1100 giorni).

La Tab. VII-14 riporta i dati principali relativi al settore considerato, mentre la Fig. VII-24 presenta una schematizzazione di una sezione del settore considerato.

Tab. VII-14. Caratteristiche principali relative ai due siti pilota.

Caratteristica dei siti pilota	
Altezza massima del cumulo dei rifiuti (H_0)	24,0 m
Numero dei rilevatori di cedimento installati	3* - 2**
Superficie media dei siti pilota	non disponibile
Volume dei siti pilota	non disponibile
Peso totale dell'ammasso di rifiuti	non disponibile
Peso di volume del rifiuto (γ_0)	$10,1 \text{ kN/m}^3$
Tempo totale di riempimento del settore (t_c)	non disponibile
Presenza di copertura finale	vedi testo
Parametri di progetto	
Altezza di ogni singolo strato di rifiuto considerato (h_0)	1,5 m
Numero di strati considerati (n)	16
Sovraccarico agente in superficie (q_c)	vedi testo
Sforzo di pre-consolidamento rifiuto (σ_c)	40 kPa
Parametri relativi al cedimento	
Coefficiente di compressibilità primaria (C'_c)	non disponibile
Coefficiente di compressibilità secondaria meccanica ($C_{\alpha e M}$)	vedi sotto
Durata monitoraggio cedimento ($t_{\text{monitoraggio}}$)	36 mesi
Cedimento secondario osservato (Δh_s)	$0,79^* - 5,28^{**} \text{ m}$

* valore relativo alla *Conventional cell* e ** alla *Bioreactor cell*.

Le assunzioni più importanti, considerate al fine di rendere più semplice la modellazione nei confronti dei dati reali, sono le seguenti:

- spessore costante di ogni singolo strato di rifiuto ($h_0=1,5 \text{ m}$);
- velocità costante di costruzione: stesso tempo considerato per la realizzazione di ogni strato ($\tau_1 = \tau_2 = \tau_3 = \dots = \tau_n$);
- tutti gli strati sono costruiti in successione temporale istantanea, per cui $\tau_{r1} = \tau_{r2} = \tau_{r3} = \dots = \tau_{rn} = 0$;
- tutti gli strati possiedono la medesima composizione, gli stessi parametri di densità, di cedimento secondario meccanico, di produzione di biogas e di contenuto gravimetrico biodegradabile.

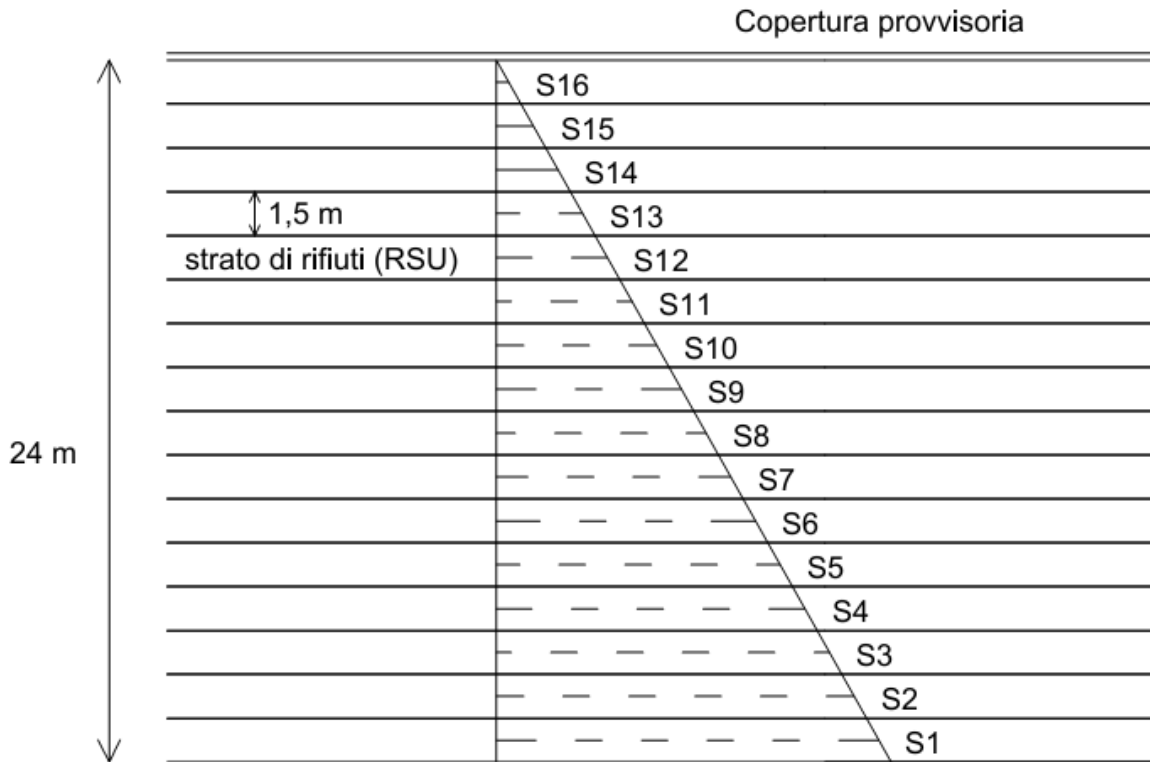


Fig. VII-24. Schematizzazione di una sezione della *S-Landfill*, usata per la valutazione dei cedimenti.

3.3.3 Parametri per il calcolo della compressibilità secondaria

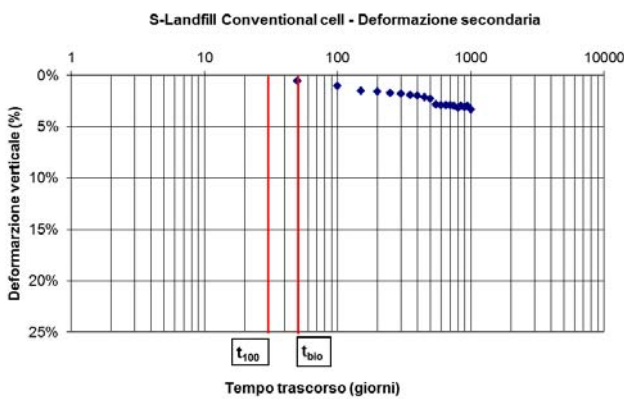
Per quanto concerne il calcolo della parte di deformazione secondaria degli strati di rifiuti stoccati in discarica, sono state utilizzate le procedure di calcolo del modello bio-meccanico descritte nel Capitolo IV e V. Per semplicità, la modellazione della produzione di biogas è stato fatto applicando solamente il metodo proposto dall'USEPA (2005), mentre il contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c è stato determinato considerando solamente l'approccio basato sul tipo di pretrattamento iniziale subito dal rifiuto.

Determinazione delle frazioni f_i e delle frazioni organiche $f_{i,bio}$ del rifiuto e determinazione della densità secca ρ_{d0} e della densità dei solidi organici ρ_{so0}

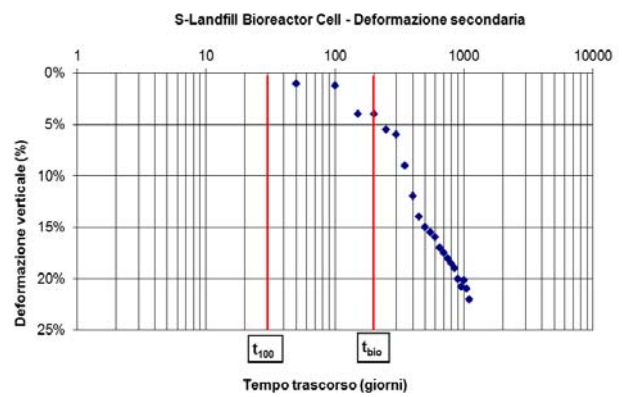
Per il rifiuto della discarica *S-Landfill* (Benson et al., 2007) non si hanno a disposizione le percentuali delle differenti componenti; pertanto, sono state considerate le percentuali tipiche di un rifiuto medio americano, per le diverse frazioni costituenti il rifiuto, come riportato nell'analogo paragrafo relativo alla discarica di *Yolo County*. Di conseguenza, anche il calcolo della densità secca iniziale e la densità iniziale dei solidi organici, produce gli stessi risultati ottenuti nel paragrafo precedente ($\rho_{d0}=0,750 \text{ t/m}^3$ e $\rho_{so0}=0,917 \text{ t/m}^3$).

Determinazione della deformazione secondaria meccanica e dei parametri t_{100} e C_{aeM}

Come mostrato nella Fig. VII-25, nei siti pilota *Conventional cell* e *Bioreactor cell* della *S-Landfill* non si hanno dati sufficienti per fare questo tipo di analisi e, dunque, si considerano i valori dei coefficienti secondari meccanici forniti dalla letteratura specialistica. Questi valori sono: $C_{aeM} = 0,020$ per la *Conventional cell* e $C_{aeM} = 0,070$ per la *Bioreactor cell*. Il t_{100} viene sempre assunto pari a 30 giorni per le opere in vera grandezza.



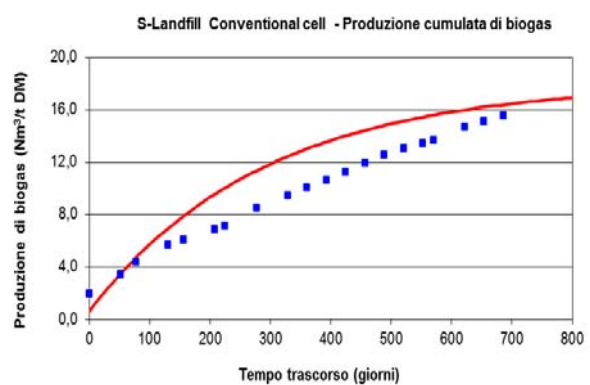
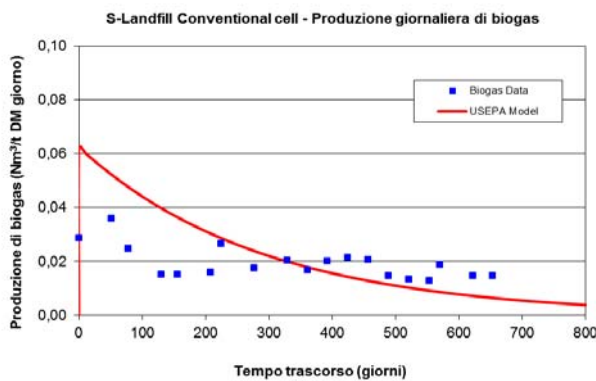
a) *S-Landfill - Conventional cell*



b) *S-Landfill - Bioreactor cell*

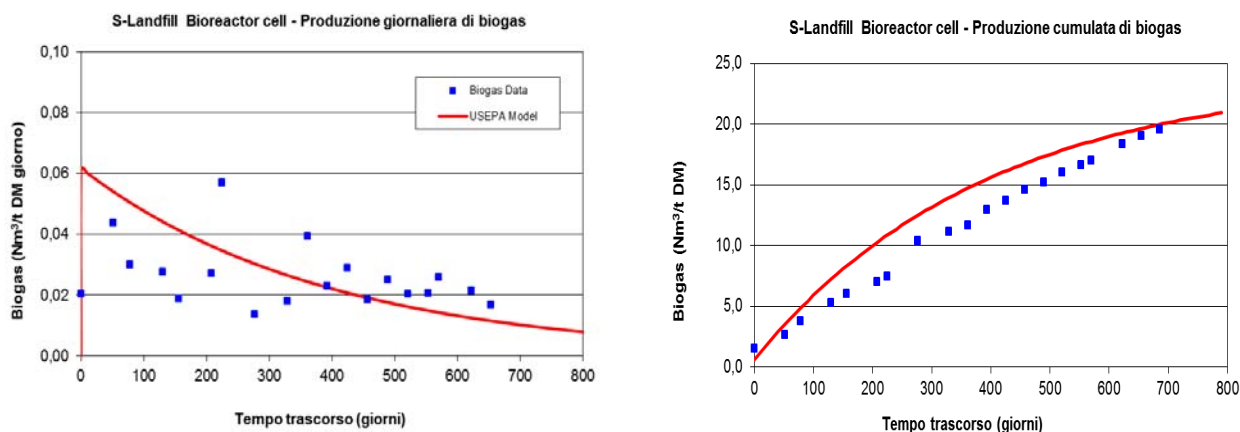
Fig. VII-25. Coefficiente secondario meccanico per i rifiuti dei reattori a) *Conventional cell*; b) *Bioreactor cell*.

Determinazione dei parametri e delle curve di produzione di biogas



Tab. VII-14. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Simbolo	Modello dell'USEPA	
	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	15,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	8,3	Nm ³ metano/t DM
k	0,562	anni ⁻¹
t_{bio}	50 (0,137)	giorni (anni)
$t_{1/2}$	450	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	450	giorni


Tab. VII-15. Parametri relativi alla determinazione delle curve di biogas.

Modello dell'USEPA		
Simbolo	Valori utilizzati	Unità di misura
BP_{eff}	20,0	Nm ³ biogas/t DM
BMP_{eff}	11,0	Nm ³ metano/t DM
k	0,602	anni ⁻¹
t_{bio}	200 (0,548)	giorni (anni)
$t_{1/2}$	420	giorni
$t_{1/2} - t_{bio}$	420	giorni

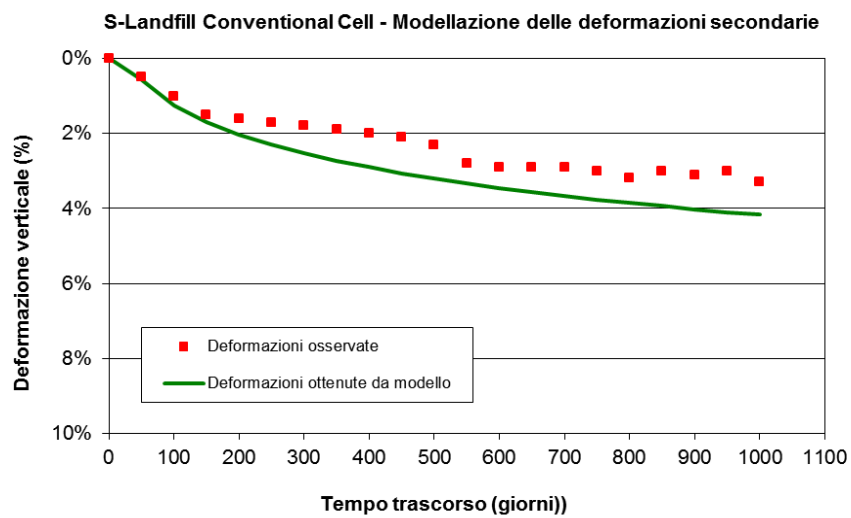
Determinazione del contenuto gravimetrico di sostanza organica biodegradabile c

Calcolo del contenuto gravimetrico c tramite l'approccio basato sul pretrattamento: considerando le frazioni $f_{i,bio}$ che costituiscono il rifiuto, è possibile moltiplicarle per i corrispondenti valori di c_i e trovare, tramite una somma finale, il valore di $c_{pretreatment}$.

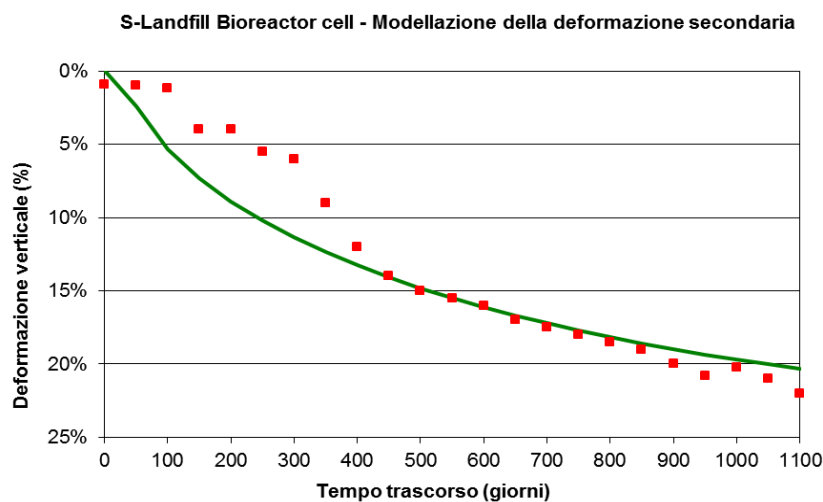
Nome del sito pilota		<i>Conventional cell</i>	<i>Bioreactor cell</i>
Inizio biodegradazione (t_{bio})		50 giorni	200 giorni
Tipo di pretrattamento		Corto	Nessuno
Frazione del rifiuto	$f_{i,bio}$	$c_{i,correct} \times f_{i,bio}$	
Passante al D=20mm	6,71%	0,59%	2,35%
M. Putrescibili	6,75%	0,85%	3,38%
Carta e cartoni	25,82%	2,58%	10,33%
Legno e vegetali	8,56%	0,64%	2,57%
Tessili	6,57%	0,58%	2,30%
TOTALE ($c_{pretreatment}$)		$c=5,24\%$	$c=20,93\%$

3.3.4 Determinazione della deformazione secondaria totale

Utilizzando le ipotesi del modello ISPM, come illustrato nel paragrafo 2.1 e 2.3 del presente Capitolo, unite ai metodi di calcolo della deformazione secondaria proposti nel presente lavoro di ricerca, è possibile determinare la deformazione secondaria totale (Fig. VII-26a, b). Trattandosi di due siti pilota in vera grandezza, entrambi contenuti all'interno della *S-Landfill*, è stato applicato questo modello per la durata del monitoraggio dei cedimenti secondari, pari a 36 mesi. Essendo la deformazione finale prevista da modello di circa 4,2% e 20,3% (rispettivamente, per la *Conventional cell* e per la *Bioreactor cell*), nei confronti di una deformazione osservata di 3,3% e 22,0%, l'errore commesso dal presente modello è del 27,3% e 7,7%.



a)



b)

Fig. VII-26. Modellazione delle deformazioni secondarie per a) *Conventional cell* e b) *Bioreactor cell* della *S-Landfill*.

4. APPLICAZIONE DEI MODELLI DI CEDIMENTO ESISTENTI AD UN SITO REALE E LORO COMPARAZIONE

4.1 Applicazione dei modelli di cedimento al settore C della discarica di *Chatuzange*

Alcuni dei modelli di predizione dei cedimenti, già visti nel paragrafo 3 del Capitolo III, possono stimare sia la componente primaria dei cedimenti, che quella secondaria, permettendo così di valutare l'intero cedimento totale del cumulo dei rifiuti; altri, invece, si focalizzano solamente sulla componente secondaria. Una sintesi della tipologia di cedimenti considerata dagli autori, nei differenti modelli da loro proposti, è riportata in Tab. VII-15. Tale Tabella evidenzia anche i modelli considerati nell'applicazione fatta in questo lavoro.

La Tab. VII-16 presenta, per ogni parametro di modello, i valori consigliati dai vari autori, in letteratura, ed i valori adottati per l'applicazione. Questi ultimi sono funzione delle caratteristiche del settore C (paragrafo 3.1.1 e 3.1.2 del presente Capitolo); laddove, invece, non sia stato possibile ricavare, dal sito, un valore corrispondente al parametro considerato, è stato adottato il valore consigliato.

Tab. VII-15. Tipologia di cedimenti considerati nei modelli presenti in letteratura.

Modelli di cedimento	Cedimento primario	Cedimento secondario	Modello qui considerato
<i>Modelli derivanti dalla meccanica delle terre</i>			
Sowers, 1973	X	X	X
Bjarngard e Edgers, 1990	X	X	X
Hossain e Gabr, 2005		X	X
<i>Modelli empirici</i>			
Yen e Scanlon, 1975		X	X
Edil et al., 1990	X	X	X
Coumoulos e Koryalos, 1997		X	
Ling et al., 1998		X	X
<i>Modelli reologici</i>			
Gibson e Lo, 1961	X	X	X
<i>Modelli costitutivi</i>			
Machado et al., 2008		X	
Sivakumar Babu et al., 2010	X	X	
<i>Modelli incorporanti la biodegradazione</i>			
Park e Lee, 1997		X	X
Marques, 2001	X	X	X
Marques et al., 2003	X	X	
Hettiarachchi et al., 2009	X	X	X
Modello bio-meccanico proposto	X	X	X

Tab. VII-16. Parametri di calibrazione dei modelli, con i relativi valori consigliati in letteratura e valori adottati per la previsione dei cedimenti in discarica.

Parametri	Significato	Valori consigliati	Valori adottati
Modello di Gibson e Lo (1961)			
a	parametro di compressione primaria (kPa ⁻¹)	$8,0 \times 10^{-5} - 1,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-4}$
b	parametro di compressione secondaria (kPa ⁻¹)	$2,0 \times 10^{-3} - 1,6 \times 10^{-2}$	$3,1 \times 10^{-3}$
λ/b	velocità di compressione secondaria (giorni ⁻¹)	$1,4 \times 10^{-4} - 9,0 \times 10^{-4}$	$9,0 \times 10^{-4}$
Modello di Sowers (1973)			
C'_c	coefficiente di compressione primaria	0,163 – 0,205	0,200
C_{ae}	coefficiente di compressione secondaria	0,015 – 0,350	0,130
t_p	tempo di completamento del cedimento primario (giorni)	–	30
Modello di Yen e Scanlon (1975)			
c	parametro di calibrazione	$3,86 \times 10^{-2}$	$4,6 \times 10^{-2}$
d	parametro di calibrazione	$1,56 \times 10^{-2}$	$1,8 \times 10^{-2}$
t_c	tempo di costruzione della discarica (giorni)	30	690
Modello di Bjarngard e Edgers (1990)			
C'_c	coefficiente di compressione primaria	0,106 – 0,205	0,200
$(C_a)_{min}$	coefficiente di compressione secondaria intermedia	0,035	0,035
$(C_a)_{max}$	coefficiente di compressione secondaria finale	0,215	0,130
t_p	tempo di completamento del cedimento primario (giorni)	30	30
t_{si}	tempo di completamento del cedimento intermedio (giorni)	200	200
Modello di Edil et al. (1990)			
m	compressibilità di riferimento (kPa ⁻¹)	$1,6 \times 10^{-5} - 5,8 \times 10^{-5}$	$1,7 \times 10^{-5}$
n	velocità di compressione	0,50 – 0,67	0,50
t_r	tempo di riferimento (giorni)	1	1
Modello di Park e Lee (1997)			
C_{ae}	coefficiente di compressione secondaria	0,005	0,130
k	costante di decadimento del primo ordine (giorni ⁻¹)	$3,69 \times 10^{-3} - 6,49 \times 10^{-3}$	$5,64 \times 10^{-3}$
ε_{B_tot}	deformazione dovuta alla decomposizione biologica	$6,1 \times 10^{-2} - 7,2 \times 10^{-2}$	$6,65 \times 10^{-2}$
t_1	tempo di completamento del cedimento primario (giorni)	30	30
t_2	tempo considerato all'inizio della biodegradazione (giorni)	–	600
Modello di Ling et al. (1998)			
ρ_0	velocità di cedimento iniziale (m/giorni)	$0,1 \times 10^{-2}$	$1,29 \times 10^{-2}$
Δh_{ult}	cedimento finale (m)	–	3,60

Tab. VII-16. Parametri di calibrazione dei modelli, con i relativi valori consigliati in letteratura e valori adottati per la previsione dei cedimenti in discarica.

Modello di Marques (2001)			
C'_c	coefficiente di compressione primaria	0,106	0,200
b	coefficiente di compressione secondaria (kPa ⁻¹)	$5,72 \times 10^{-4}$	$5,72 \times 10^{-4}$
c	velocità di compressione secondaria meccanica (giorni ⁻¹)	$1,79 \times 10^{-3}$	$1,79 \times 10^{-3}$
d	velocità di compressione secondaria biologica (giorni ⁻¹)	$1,14 \times 10^{-3}$	$1,14 \times 10^{-3}$
E_{dg}	compressione dovuta alla degradazione	0,1585	0,1585
t'	tempo trascorso dall'applicazione del carico (giorni)	–	30
t''	tempo trascorso dal completo stoccaggio (giorni)	–	870
Modello di Hossain e Gabr (2005)			
C_{ai}	coefficiente di compressione	0,030	0,030
C_β	coefficiente di biodegradazione	0,190	0,130
C_{af}	coefficiente di <i>creep</i>	0,022	0,022
t_1	tempo di fine compressione iniziale (giorni)	10 – 15	15
t_2	tempo di inizio della degradazione (giorni)	100 – 2000	600
t_3	tempo di completamento compressione biologica (giorni)	3500	–
t_4	tempo trascorso dal completo stoccaggio (giorni)	–	–
Modello di Hettiarachchi et al. (2009)			
C'_c	coefficiente di compressione primaria	–	0,200
C_{ae}	coefficiente di compressione secondaria	0,022	0,130
M_{si}	quantità di rifiuti in discarica (kg)	–	$3,45 \times 10^8$
ρ_w	densità dell'acqua (kg/m ³)	–	1000
S	superficie del settore C (m ²)	–	9600
Parametri di calibrazione per tipo di solido			
Tipo di solido	frazione (f_{sj})	densità relativa G_{sj}	costante λ_j
1) Non degradabile	0,29	3,0	0
2) Poco degradabile	0,18	2,0	$1,0 \times 10^{-5}$
3) Moderatamente biodegradabile	0,30	1,2	$1,0 \times 10^{-4}$
4) Altamente biodegradabile	0,23	1,0	$1,0 \times 10^{-3}$

4.2 Risultati e comparazione tra i modelli

Il risultato dell'applicazione dei diversi modelli di previsione dei cedimenti secondari degli RSU, è riportato in Tab. VII-17. Si fa presente che i modelli di Yen e Scanlon (1975), di Park e Lee (1997), di Ling et al. (1998) e di Hossain e Gabr (2005), hanno prodotto solamente la stima dei cedimenti secondari. Per tutti gli altri modelli, invece, oltre al cedimento secondario, è stato valutato anche quello totale, dato dalla somma della componente primaria e secondaria. In Tab. VII-17 è riportato anche l'errore relativo, in percentuale, espresso dal modello considerato rispetto al cedimento secondario realmente osservato alla fine dei 29 mesi di monitoraggio (quest'ultimo pari a 3,60 m).

Infine, un'interessante estensione delle previsioni su un intervallo di tempo di 30 anni, corrispondente al tempo medio di vita di una discarica dopo la fase di post-operazione, ha permesso di stimare il cedimento totale finale, con le relative percentuali di abbassamento, rispetto all'altezza iniziale del cumulo (37,7 m).

La Fig. VII-27 riporta la modellazione dei cedimenti secondari nel tempo (fino a 29 mesi), in un grafico $t-\Delta h$; la Fig. VII-28, invece, riporta la modellazione dei cedimenti secondari nel tempo (fino a 870 giorni), in grafico semilogaritmico $\log t-\Delta h$, mentre la Fig. VII-29 mostra l'andamento dei cedimenti totali (primari e secondari) nel tempo, in grafico $t-\Delta h$.

Dei tre modelli derivati dalla meccanica delle terre, quello di Bjarngard e Edgers (1990) fornisce il risultato migliore, assieme a quello di Hossain e Gabr (2005), anche se quest'ultimo tende a sottostimare leggermente il cedimento. Il modello di Sowers (1973), invece, sovrastima troppo sia il cedimento secondario finale che il cedimento totale.

Il modello di Yen e Scanlon (1975) produce dei risultati molto verosimili, rispetto al valore finale di cedimento secondario riscontrato in discarica, con un errore relativo di solo 5,6%, anche se non esprime bene l'andamento dei cedimenti nel tempo. Tale modello, espresso da una funzione logaritmica, considera, infatti, la discarica come un tutto, senza far riferimento ai singoli strati di rifiuto. Il modello che fornisce una migliore corrispondenza dei dati, nell'arco dei 29 mesi considerati, è quello di Edil et al. (1990), concludendo con un cedimento finale di 3,2 m rispetto ai 3,6 osservati, e con una sottostima finale del cedimento secondario dell'11,1%. Anche il modello di Ling et al. (1998), per quanto riguarda i soli cedimenti secondari, fornisce una stima abbastanza vicina ai valori reali, con un errore del 25,0%.

Una menzione a parte va fatta per il modello di Gibson e Lo (1961) che, proprio perché è stato pioniere nel campo della modellazione dei cedimenti in discarica, risente molto della sua formulazione iniziale, tratta dalle leggi reologiche, in quanto produce il più alto errore relativo tra cedimenti secondari, ed il più alto valore di cedimento totale finale, nell'arco dei 30 anni di previsione.

Tab. VII-17. Valori dei cedimenti rilevati per i diversi modelli nel corto e lungo periodo.

Modelli di previsione utilizzati	SUL PERIODO DI 29 MESI		SUL PERIODO DI 52 MESI	SUL PERIODO DI 30 ANNI	
	cedimento secondario previsto dai modelli (m)	errore relativo* (%)	cedimento totale previsto dai modelli (componente primaria + secondaria) (m)	cedimento totale previsto dai modelli (componente primaria + secondaria) (m)	deformazione** (%)
<i>Cedimento osservato al riferimento n.8</i>	3,6	–	–	–	–
<i>Modelli derivanti dalla mecc. delle terre</i>					
Modello di Sowers, 1973	6,8	+88,8	11,7	16,9	44,8
Modello di Bjarngard e Edgers, 1990	4,0	+11,1	8,9	13,0	34,5
Modello di Hossain e Gabr, 2005	2,5	-30,6	–	–	–
<i>Modelli empirici</i>					
Modello di Yen e Scanlon, 1975	3,8	+5,6	–	–	–
Modello di Edil et al., 1990	3,2	-11,1	6,0	14,2	37,7
Modello di Ling et al., 1998	2,7	-25,0	–	–	–
<i>Modelli reologici</i>					
Modello di Gibson e Lo, 1961	10,5	+191,7	11,2	20,0	53,1
<i>Modelli incorpor. la biodegradazione</i>					
Modello di Park e Lee, 1997	9,7	+169,4	–	–	–
Modello di Marques, 2001	7,0	+94,4	9,7	12,0	31,8
Modello di Hettiarachchi et al., 2009	5,6	+55,6	10,5	19,4	51,5
Modello bio-meccanico proposto	4,2	+16,8	7,3	13,6	35,9

* Espresso come differenza tra il cedimento secondario previsto e il cedimento secondario osservato, diviso il cedimento secondario osservato.

** Rapporto tra il cedimento totale previsto sul periodo di 30 anni e l'altezza iniziale del settore C di scarica (37,7 m).

I primi tre modelli incorporanti la biodegradazione sembrano dare un peso al processo di degradazione biologica molto maggiore a quello riscontrabile in discarica: il modello con errore relativo minore è quello di Hettiarachchi et al. (2009), col 55,6% di cedimento in più di quello osservato. Ciò può esser dovuto al fatto che in 29 mesi (circa 2,5 anni) il processo degradativo è appena iniziato, e non ha avuto modo di incidere sensibilmente sul cedimento totale. Il modello bio-meccanico proposto, che unisce le ipotesi e le formulazioni iniziali del modello ISPM con la modellazione del cedimento secondario sviluppata in questo lavoro di ricerca, produce dei risultati abbastanza soddisfacenti, con un errore del 16,7% rispetto ai dati osservati.

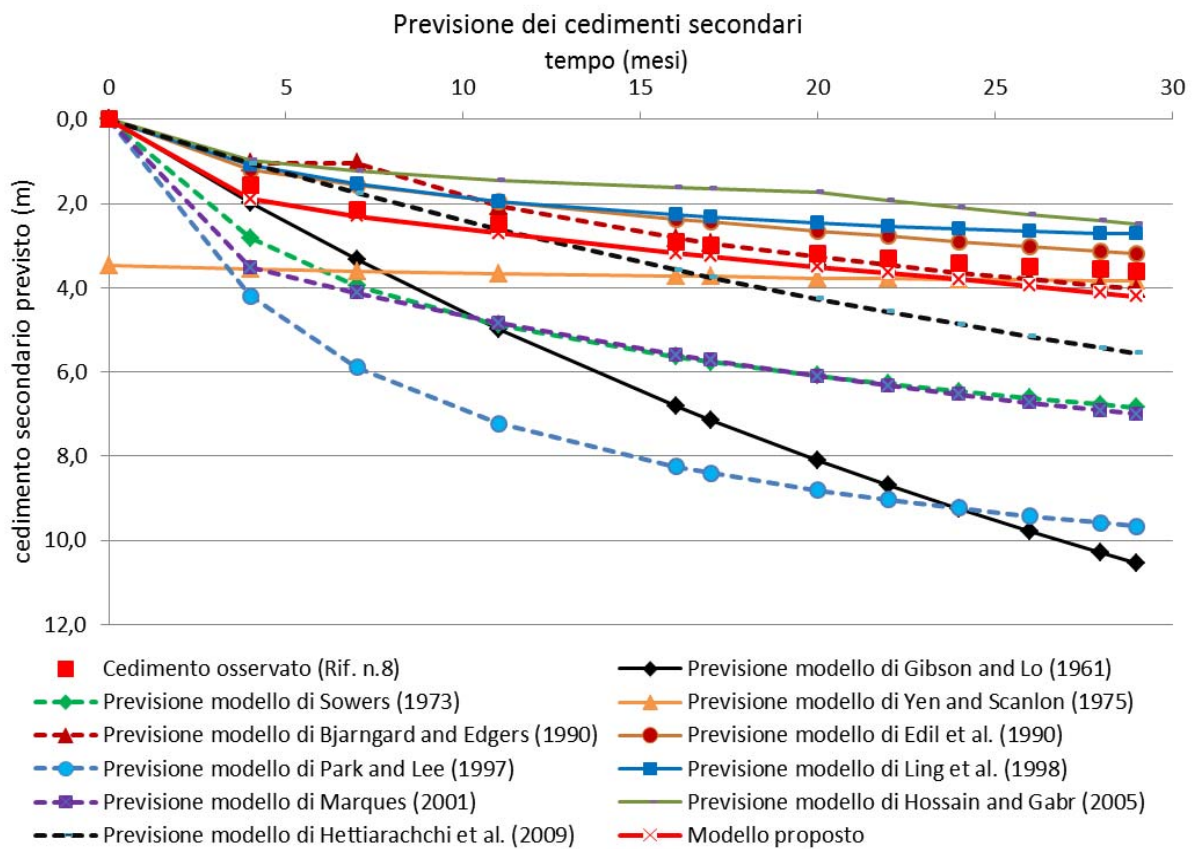


Fig. VII-27. Modellazione dei cedimenti secondari nel tempo, in grafico $t-\Delta h$.

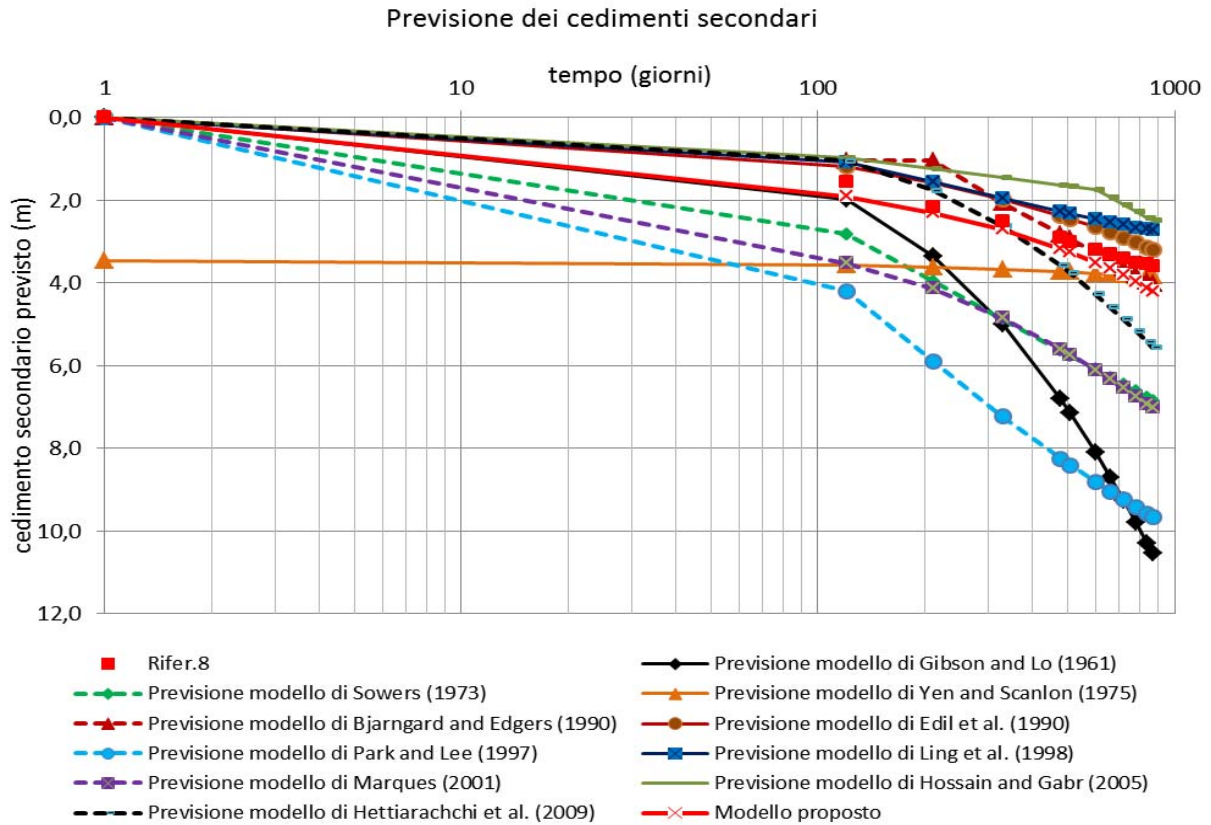


Fig. VII-28. Modellazione dei cedimenti secondari nel tempo, in grafico semilogaritmico $\log t-\Delta h$.

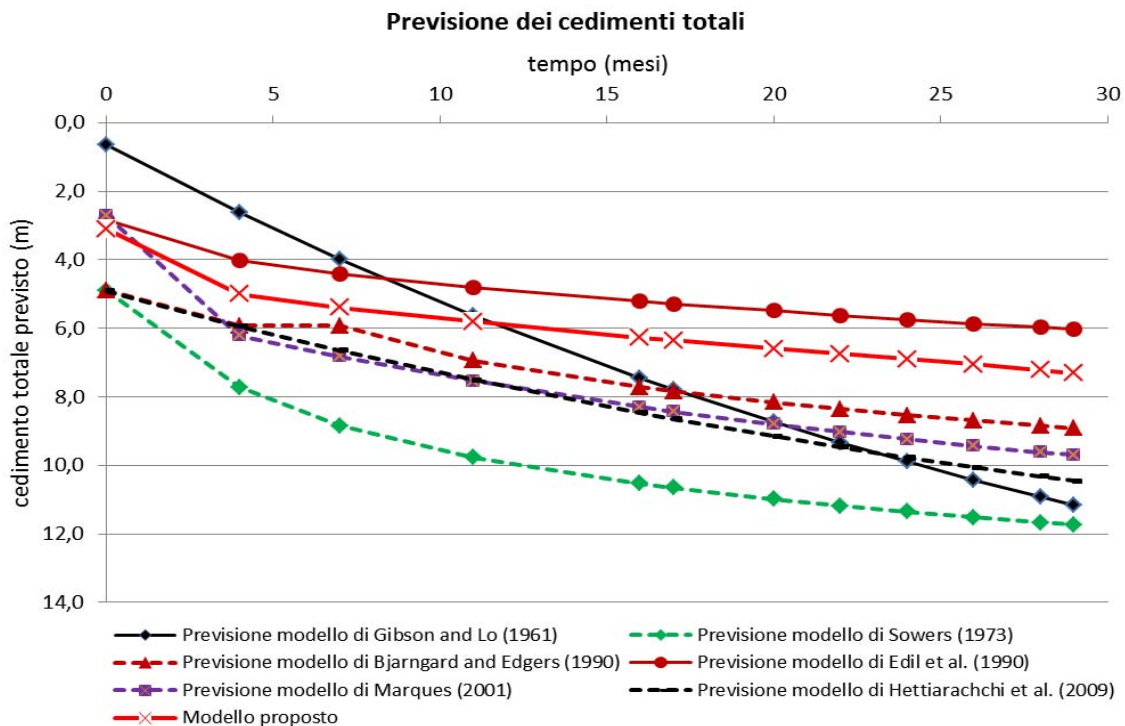


Fig. VII-29. Modellazione dei cedimenti totali (primari + secondari) in grafico $t-\Delta h$.

CAPITOLO VIII. IMPLICAZIONI GEOTECNICHE NELLA REALIZZAZIONE DELLE DISCARICHE

RIASSUNTO: Le discariche di rifiuti solidi urbani, nuove e vecchie, possono manifestare criticità legate all'inappropriata gestione degli impianti e alla limitata conoscenza del comportamento bio-idro-meccanico dei rifiuti nel tempo. Ulteriori importanti cause di criticità possono provenire da un'insufficiente analisi degli aspetti geotecnici. Poiché una discarica è un'opera composita nella quale terreni, barriere, fluidi e rifiuti interagiscono reciprocamente, l'approccio geotecnico può risultare alquanto importante al fine di mettere in luce aspetti spesso imprevedibili. Molti fenomeni di rottura, osservati in tutte le aree del mondo, hanno dei presupposti di natura geotecnica; ad essi sono riconducibili ingenti disastri e perdite di vite umane verificatisi sia in assenza che in presenza di cause eccezionali quali eventi sismici e alluvioni.

L'applicazione delle conoscenze della geotecnica e della meccanica delle terre nell'ambito delle discariche riguarda la determinazione della stabilità locale e d'insieme del cumulo, l'integrità del sistema di copertura finale, l'esatta valutazione dei cedimenti derivanti sia dalla consolidazione dei terreni sottostanti, sia dalla deformazione dei rifiuti. Tali conoscenze devono essere applicate già in fase di progettazione del sito, poiché errate valutazioni possono portare a criticità molto importanti, dalle quali possono conseguire danni di tipo ambientale e sanitario. Eventuali rotture nei rilevati di contenimento del cumulo di rifiuti possono rappresentare un rischio ambientale notevole, e causare fuoriuscite e diffusione di rifiuti o di percolato, verso l'ambiente esterno.

ABSTRACT: *Municipal solid waste landfills might be hazardous due to both inappropriate management and unexpected bio-hydro-mechanical behaviour of the stored waste. Since a landfill is a composite construction in which soil, barriers, waste and fluids interact with each other, the geotechnical approach may be very important, as highlighted by the several landfill failures, with geotechnical implications, occurred all over the world.*

The application of the geotechnical and soil mechanics knowledge in landfills concerns the determination of the local and global stability of the waste fill, the integrity of the final cover and the accurate assessment of the settlements. All of them, are resulting from both the consolidation of the foundation soils and the deformations of the waste. These knowledge must be already applied in the design phase of the site, because erroneous assessments can lead to very important criticalities. Indeed, possible breakages of the containment banks may produce considerable environmental risks and cause the diffusion of waste or leachate, outside the landfill.

1. INTRODUZIONE SUI FENOMENI DI ROTTURA IN DISCARICA

La conoscenza del materiale di rifiuto è di primaria importanza nella progettazione delle discariche, poiché le diverse risposte fisico-bio-meccaniche, prodotte dalle differenti componenti del rifiuto, influenzano le previsioni sul comportamento a rottura del cumulo di rifiuti. La struttura intrinseca di qualche componente rende il materiale fortemente anisotropo: gran parte degli elementi, soprattutto quelli ad elevato contenuto in materia organica, cambiano le proprie caratteristiche nel tempo (Conte e Carrubba, 2011).

La valutazione iniziale delle condizioni di stabilità del sito destinato a discarica è necessaria, con tutte le verifiche geotecniche richieste, compresa la successiva applicazione al cumulo di rifiuti, dalla fase di stoccaggio iniziale al periodo di chiusura della discarica, al fine di evitare drammatici fenomeni di rottura, come illustrato in Fig. VIII-1.

I principali e più frequenti fenomeni di rottura del cumulo di rifiuti o delle sue strutture interne, sono presentati in Fig. VIII-2 (Dixon e Jones, 2005). Per evitare le criticità e tutte le possibili forme d'instabilità raffigurate in Fig. VIII-2, gli autori presentano un riassunto delle caratteristiche del materiale di rifiuto da tenere in considerazione già in fase di progetto (Tab. VIII-1).



Fig. VIII-1. Esempio di rottura di un cumulo di rifiuti (Durban, Sudafrica) (Brink et al., 1999).

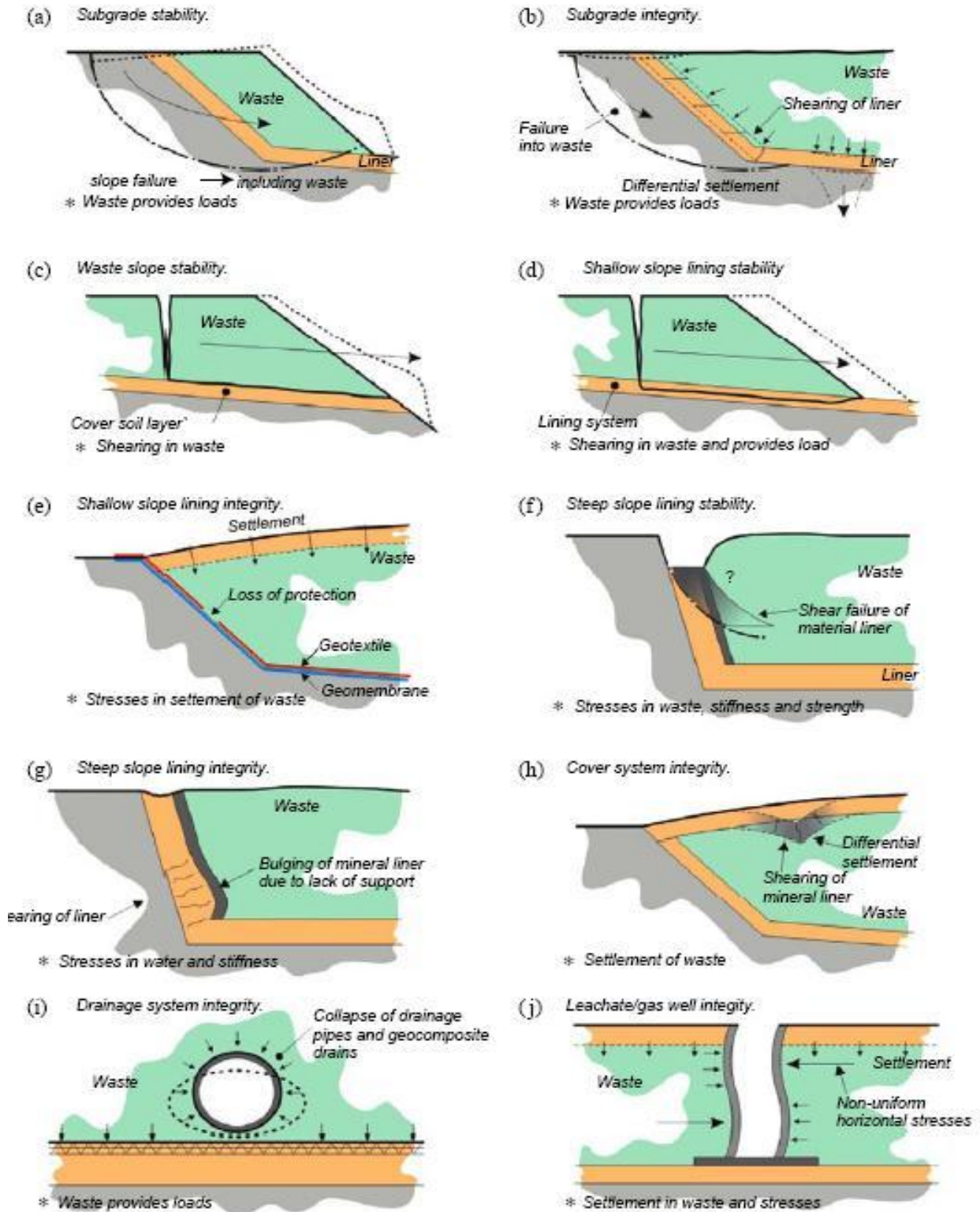


Fig. VIII-2. Possibili fenomeni di rottura in discarica (Dixon e Jones, 2005).

Tab. VIII-1. Proprietà dei rifiuti, da considerare in fase progettuale, che influenzano la stabilità e l'integrità delle strutture in discarica (Dixon e Jones, 2005).

Verifiche	Peso di volume	Compres-sibilità verticale	Resistenza a taglio	Rigidezza laterale	Sforzo orizzontale <i>in situ</i>	Permea-bilità idraulica
Stabilità globale	X		X		X	
Integrità globale	X		X	X	X	
Stabilità del pendio di rifiuti	X	X	X			X
Stabilità barriere poco pendenti	X		X		X	X
Integrità barriere poco pendenti	X	X	X	X	X	
Stabilità barriere molto pendenti	X		X		X	X
Integrità barriere molto pendenti	X	X	X	X	X	
Integrità sistema di copertura	X	X	X			
Integrità sistemi di drenaggio	X				X	
Integrità pozzi percolato/gas	X	X	X	X	X	X

2. STATI LIMITE GENERALI IN DISCARICA

Nelle discariche di RSU, le criticità possono essere originate da tre principali categorie di problemi, relativi alle prestazioni geotecniche, alle prestazioni di tipo sanitario ed al trasporto di inquinanti. La prima classe di problemi riguarda la stabilità della discarica, intesa come un'opera in terra, e può avere conseguenze molto disastrose. La seconda classe riguarda la gestione degli impianti, da un punto di vista sanitario, che, se non affrontata adeguatamente, può portare ad un'utilizzazione inadeguata dell'impianto. L'ultimo aspetto, avente conseguenze molto serie, coinvolge il trasporto convettivo, diffusivo, ed altri meccanismi di trasporto, che prendono origine da errori in fase progettuale e realizzativa (Conte e Carrubba, 2013).

Criticità derivanti dalle prestazioni di tipo geotecnico

- problemi di stabilità locale;
- problemi di stabilità globale;
- cedimenti delle fondazioni;
- cedimenti del cumulo di rifiuti;
- interazioni con le condizioni idrauliche dell'area;
- interazioni con le condizioni idrauliche all'interno della discarica.

Criticità derivanti dalle prestazioni di tipo sanitario

- inadeguata prestazione a livello bio-chimico: previsione e gestione del biogas;
- inadeguata prestazione a livello bio-chimico: previsione e gestione del percolato;
- inadeguata prestazione a livello bio-chimico: crescita della temperatura e rischio d'incendio;
- degradazione meccanica, chimica e biologica delle barriere.

Criticità derivanti dal trasporto di contaminanti

- fuga e diffusione di percolato;
- fuga e diffusione di biogas.

3. CRITICITÀ NELLE DISCARICHE DI RSU

3.1 Criticità geotecniche

Le principali criticità che si verificano in discarica, spesso sono conseguenza di una mancanza di corrette prestazioni di tipo geotecnico, sia in condizioni statiche, che in condizioni sismiche. Sembra opportuno riassumere le situazioni più importanti che coinvolgono le criticità geotecniche nelle differenti parti dell'impianto (Fig. VIII-3).

I problemi di stabilità locale (Fig. VIII-3a) nascono, principalmente, da instabilità derivanti da una riduzione d'attrito alle interfacce dei sistemi barriera (Grisolia e Luciani, 1995).

I problemi di stabilità globale (Fig. VIII-3b) sono stati sperimentati in molte parti del mondo, sottoforma di franamenti disastrosi del cumulo di rifiuti. Questi tipi di criticità possono avvenire sia in condizioni statiche che in condizioni sismiche, e richiedono una corretta caratterizzazione del comportamento del rifiuto, in condizioni drenate e non drenate (Manassero et al., 2011). La resistenza del rifiuto dipende dallo sforzo residuo dopo compattazione e dalla sua evoluzione nel tempo, legata alla generazione/dissipazione della pressione del biogas ed alla crescita/abbassamento della pressione neutrale del percolato.

I cedimenti delle fondazioni (Fig. VIII-3c) sono molto insidiosi, poiché essi coinvolgono distorsioni e rotture degli impianti, delle tubazioni e delle barriere, con conseguente fuga di percolato e biogas verso l'ambiente esterno. I cedimenti differenziali non preventivati, relativi ai sistemi barriera, possono verificarsi come conseguenza di un processo di riempimento della discarica non adeguatamente pianificato, durante il periodo di gestione (Conte e Carrubba, 2011; Jessberger e Heibroek, 1995).

I cedimenti del cumulo di rifiuti (Fig. VIII-3d) sono prodotti dalla biodegradazione della sostanza organica, in condizioni aerobiche ed anaerobiche, e possono verificarsi durante un lungo periodo. Una corretta valutazione dei cedimenti dei rifiuti può prevenire ogni inefficienza degli impianti, delle tubazioni e delle barriere; per di più, è possibile ottenere una maggiore capacità di stoccaggio dei rifiuti in discarica (Durmusoglu et al., 2005; Gourc et al., 2010; Conte e Carrubba, 2012b).

Le interazioni con le condizioni idrauliche dell'area (Fig. VIII-3e) dovrebbero essere minimizzate al fine di evitare l'accumulo di percolato nel corpo rifiuti. Gli aspetti idraulici in discarica sono caratterizzati dalle reti idrografiche naturali ed artificiali, dalla capacità di scarico del sito durante intense precipitazioni e dalla determinazione del livello di falda. Una corretta gestione delle acque superficiali e sotterranee è essenziale per prevenire ogni tipo di instabilità idraulica dei terreni, come l'erosione, la filtrazione e lo scalzamento delle strutture (Beaven et al., 2011).

Per quanto riguarda le interazioni con le condizioni idrauliche all'interno della discarica (Fig. VIII-3f), una corretta caratterizzazione della permeabilità idraulica del rifiuto ed un'adeguata progettazione dei sistemi di drenaggio è essenziale al fine di evitare crescite anormali del livello di percolato nel corpo rifiuti e, quindi, le criticità derivanti da un eccesso di pressione del liquido. Studi recenti si sforzano di regolare l'ingresso d'acqua e di limitare la fuga di biogas, attraverso i sistemi di copertura; le barriere semipermeabili, per esempio, permettono di dividere la precipitazione entrante in due flussi diversi, quali il ruscellamento superficiale ed il flusso passante attraverso la copertura (Staub et al., 2011).

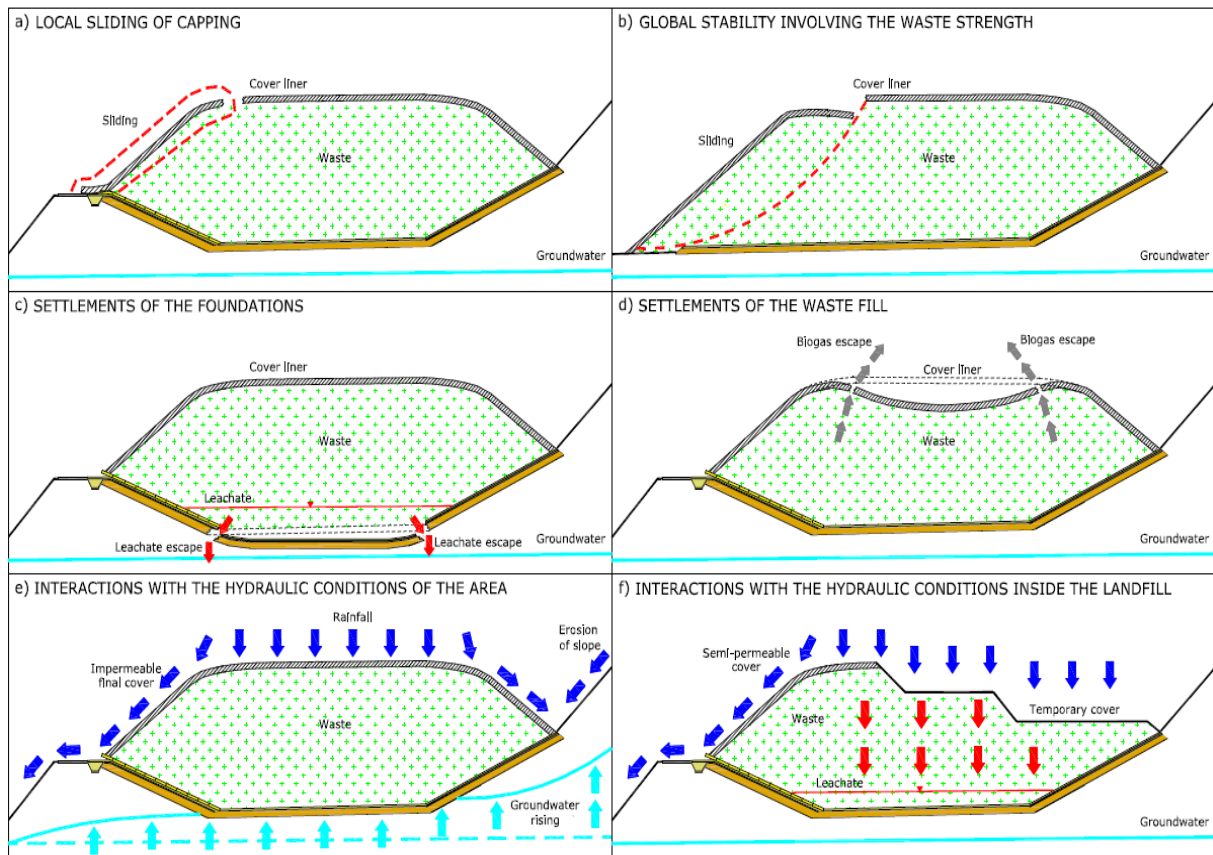


Fig. VIII-3. Principali criticità geotecniche in discarica: **a)** slittamento locale e rottura delle barriere, **b)** stabilità globale con coinvolgimento dalla resistenza del rifiuto, **c)** cedimenti differenziali delle fondazioni, **d)** cedimenti da biodegradazione dei rifiuti, **e)** interazioni con le acque superficiali, **f)** interazione con le acque entranti nel copo rifiuti (Conte e Carrubba, 2013).

3.2 Criticità sanitarie

Le criticità sanitarie possono essere causate dall'interazione di agenti chimici, biologici ed ambientali, all'interno della discarica.

La *previsione inadeguata di biogas* deriva da un'erronea valutazione del quantitativo di biogas prodotto nel tempo. L'uso di modelli predittivi è alquanto auspicabile al fine di considerare i parametri quali composizione, età, temperatura, umidità e livello di sforzo (Machado et al., 2009).

La *non corretta gestione del biogas* può essere dovuta ad un'estrazione di biogas minore di quella prevista. Questo può esser dovuto ad un rallentamento dei processi di degradazione della sostanza organica. Una gestione corretta del biogas può ridurre le emissioni di cattivi odori ed il rischio d'incendio; inoltre, può rappresentare una significativa fonte di energia alternativa.

La *previsione inadeguata di percolato* deriva da una previsione errata sia dei processi di biodegradazione, che del bilancio idrico. La valutazione della produzione di percolato è fondamentale per la gestione globale della discarica e delle tubazioni di drenaggio, e per il progetto della capacità di stoccaggio delle vasche di raccolta, specialmente se è atteso un

quantitativo elevato di acqua entrante in discarica, dovuto a fenomeni di precipitazione intensa (CTD, 1997).

L'erronea previsione della crescita di temperatura e del rischio d'incendio è relativa alla stima della produzione di calore all'interno della discarica. Sebbene l'eterogeneità del rifiuto non permetta una precisa valutazione della propagazione del calore, la stima della crescita della temperatura è molto importante sia per la stabilità a lungo termine dei geosintetici, sia per evitare pericoli di esplosioni ed incendi (Collins, 1993).

Il danneggiamento meccanico, chimico e biologico riguarda molte tipologie di polimeri usati sia per l'impermeabilizzazione della discarica, che per il drenaggio dei liquidi (ISO/TR 20432, 2006). La degradazione meccanica coinvolge processi quali il *creep* e lo sforzo a rottura, mentre la degradazione chimica è causata dalla foto- o termo-ossidazione, dall'attacco di acidi o agenti alcalini e dall'idrolisi. La degradazione di tipo biologico, che è causata da batteri e funghi, è relazionata al peso molecolare dei polimeri. Infine, la crescita di biomassa, in condizioni aerobiche o anaerobiche, può causare l'intasamento dei sistemi di drenaggio.

3.3 Criticità prodotte dal trasporto di contaminanti

Il rischio di contaminazione dell'area circostante la discarica è legato, sostanzialmente, alla fuga e dispersione di biogas e percolato.

La fuga di percolato si verifica tramite fenomeni di inquinamento attraverso le barriere (Rowe, 2005). Anche in assenza di difetti strutturali, la costante presenza di percolato sopra le barriere può indurre un trasporto convettivo-diffusivo di contaminanti attraverso la barriera stessa, causata da spessore o permeabilità inadeguati. Una volta che il flusso raggiunge il terreno naturale, il trasporto dispersivo può essere determinante nella diffusione dei contaminanti nell'ambiente esterno.

La fuga di biogas è una conseguenza delle prestazioni inadeguate sia delle reti di captazione di biogas che dei sistemi barriera. Localmente, queste fughe possono generare cattivi odori e pericoli di esplosione.

4. IMPLICAZIONI GEOTECNICHE DERIVANTI DALLA GEOMETRIA DELLA DISCARICA E DALLA SCELTA DEL SITO

Da un punto di vista generale, la scelta del sito di discarica è un problema essenzialmente politico, piuttosto che ingegneristico; quindi spesso prevalgono gli aspetti sociali, economici ed ambientali. Gli aspetti sanitari sono rilevanti durante le prime fasi della progettazione, perché influenzano le soluzioni tecniche da adottare, il paesaggio e la gestione degli impianti. Infine, gli aspetti geotecnici influiscono sulla ricerca delle soluzioni tecniche più appropriate per superare i tipici problemi che si riscontrano nelle strutture in terra. In riferimento a questo ultimo aspetto, i problemi geotecnici dipendono principalmente dalle caratteristiche morfologiche dell'impianto:

- *Discarica in trincea* (Fig. VIII-4a), è realizzata riempiendo una depressione pre-esistente (per esempio, una cava); in questo caso, tralasciando le criticità summenzionate, i problemi maggiori sorgono dalla stabilità delle barriere laterali poste su pendii inclinati e dal rischio di contaminazione dell'acquifero, data la vicinanza del fondo della discarica

ad esso.

- *Discarica in rilevato* (Fig. VIII-4b), è realizzata sopra il piano campagna; in questo caso, i problemi più importanti possono nascere dalla stabilità generale dei pendii dei rifiuti, in quanto non confinati da un pre-esistente pendio, e dai cedimenti differenziali che hanno effetti molto pericolosi sull'integrità delle barriere.
- *Discarica su pendio* (Fig. VIII-4c), è una soluzione tipicamente adottata in aree montagnose; i problemi maggiori sono generati dalla stabilità delle interfacce delle barriere lungo i piani inclinati.
- *Discarica a morfologia mista* (Fig. VIII-4d), può includere tutte le precedenti tre tipologie, con le relative criticità.

Prima di realizzare il progetto della discarica, la caratterizzazione geotecnica dovrebbe essere orientata alla considerazione dei seguenti elementi:

- monitoraggio della stabilità morfologica;
- monitoraggio delle acque sotterranee;
- monitoraggio del sottosuolo;
- compressibilità, permeabilità idraulica e resistenza del suolo di fondazione;
- compressibilità, permeabilità idraulica e resistenza del materiale di rifiuto;
- resistenza e permeabilità idraulica delle barriere e delle interfacce.

Una volta scelto appropriatamente il sito, la discarica dovrebbe essere progettata considerando sia il profilo paesaggistico finale, sia le possibili modificazioni indotte da ulteriori sopraelevazioni.

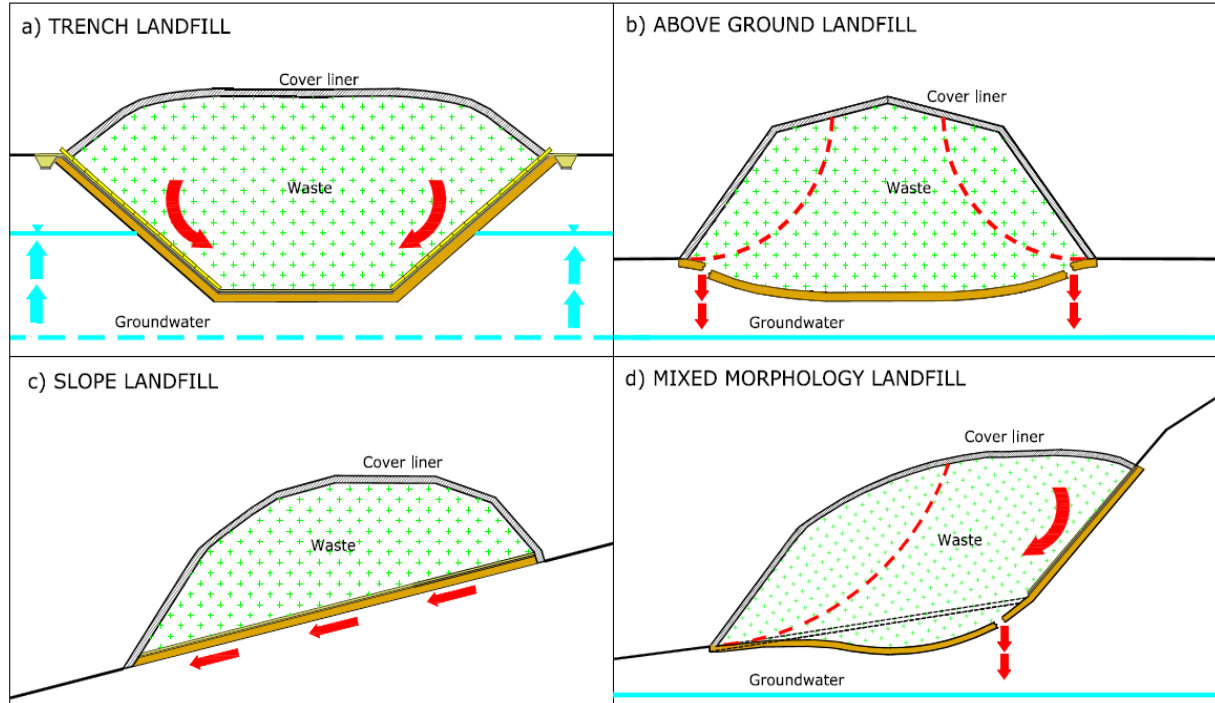


Fig. VIII-4. Esempi di differenti morfologie di discarica: **a)** discarica in trincea, **b)** discarica in rilevato, **c)** discarica su pendio, **d)** discarica a morfologia mista.

5. CASI DI STUDIO

Due differenti casi di studio sono qui presentati, con lo scopo di evidenziare i problemi derivanti dalla mancanza di un'adeguata caratterizzazione geotecnica durante la fase di progetto:

- nella prima, le criticità sopraggiunte sono state retro-analizzate per poter scoprire qualsiasi implicazione di tipo geotecnico (*Discarica A*);
- nella seconda, le potenziali criticità sono state riscontrate durante la fase di gestione, al fine di evitare più serie e spiacevoli conseguenze (*Discarica B*).

5.1 Discarica A

5.1.1 Generalità

La *Discarica A* è una discarica alpina (Cossu et al., 2011b) con una superficie totale di 42.000 m², parte della quale (17.000 m²) è predisposta per il drenaggio delle acque, durante eventi piovosi. Con una capacità massima di stoccaggio di 450.000 m³, essa è localizzata in un'area vulnerabile dal punto di vista idraulico, a causa di seri apporti d'acqua che si possono verificare durante eventi di precipitazione. Nel dicembre 2009, infatti, una precipitazione di circa 130 mm in tre giorni ha causato un ragguardevole rilascio di percolato nell'ambiente esterno.

Questa discarica è divisa in tre settori, nominati A, B e C (Fig. VIII-5): quando la discarica è stata sottoposta alla summenzionata criticità, i settori B e C erano già completamente coltivati, mentre il settore A era ancora in fase di coltivazione.

Due sistemi di drenaggio per lo scarico delle acque superficiali e sotterranee erano presenti in discarica:

- tre linee di drenaggio profondo, costituite da elementi di calcestruzzo, erano piazzate sotto la barriera impermeabile di fondo della discarica, al fine di permettere il flusso delle acque profonde, senza causare interferenze con la discarica; questi drenaggi sono stati predisposti anche per l'allontanamento delle acque superficiali, come discusso in seguito;
- un letto drenante in materiale porfirico è stato installato al di sotto della barriera impermeabile del settore B, senza esser dotato di alcun sistema specifico di scarico.

Il drenaggio del percolato, nel settore B, è stato predisposto tramite il posizionamento di sei tubazioni in HDPE che attraversavano l'argine di contenimento. Dentro l'argine, tali tubazioni in HDPE erano protette da elementi in calcestruzzo, fino alle camerette di ispezione localizzate al piede dell'argine (Fig. VIII-6).

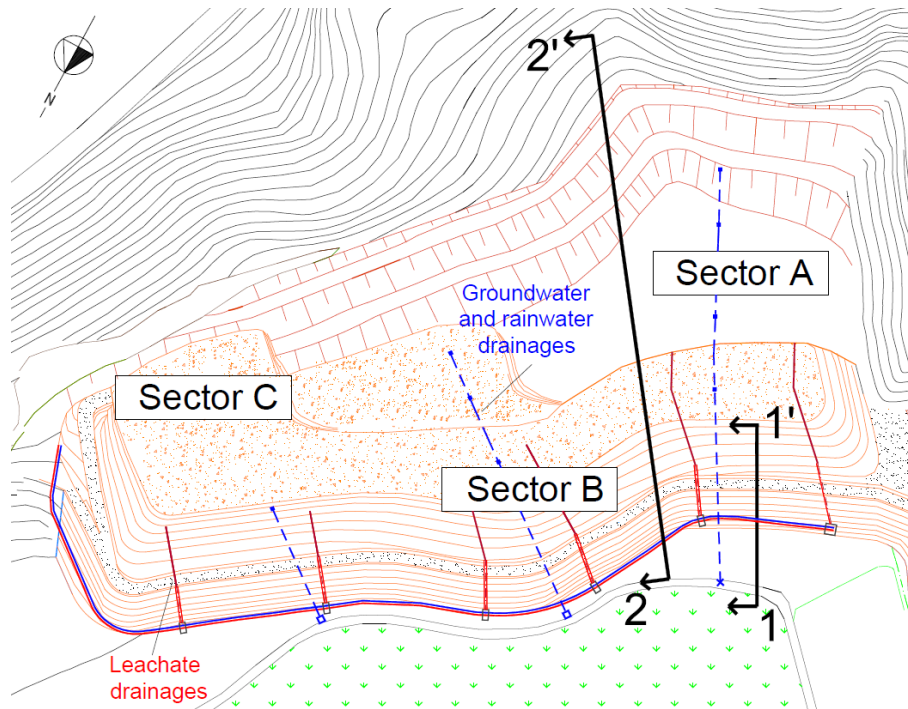


Fig. VIII-5. Vista planimetrica della *Discarica A*.

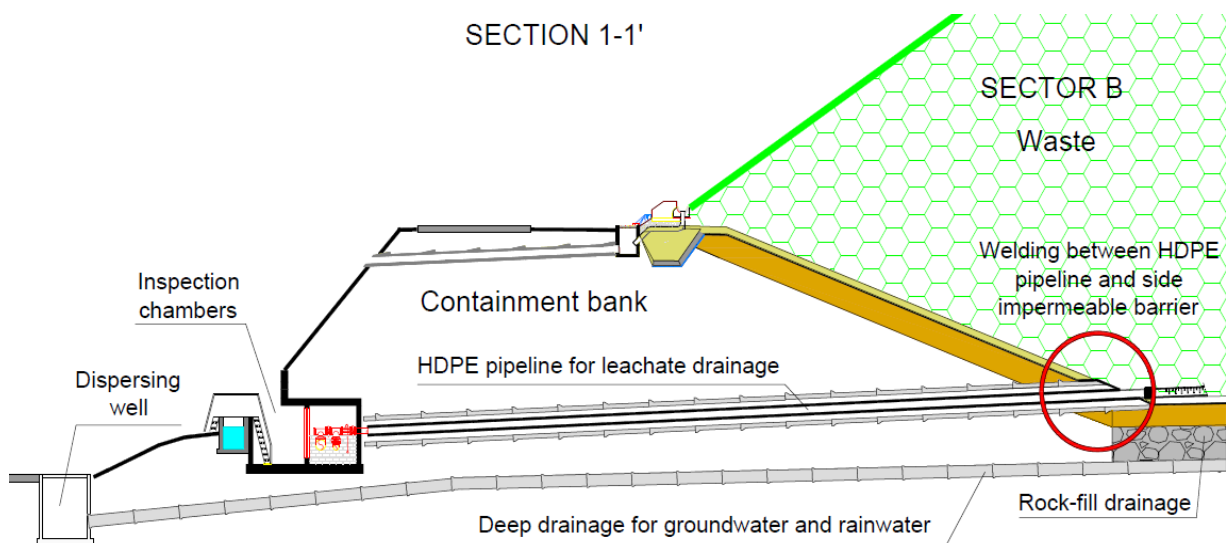


Fig. VIII-6. Schema delle tubazioni in HDPE, adibite alla raccolta del percolato, che attraversavano la barriera impermeabile e l'argine di contenimento.

Quando i settori A e C non erano in fase di operazione (Fig. VIII-7), dei sistemi di drenaggio orizzontali sono stati disposti per collettare le acque superficiali verso dei pozzetti, posizionati ai piedi del primo versante; da qui, le acque piovane raggiungevano le tubazioni di drenaggio profondo e, a loro volta, tre pozzi disperdenti, collocati all'esterno dell'argine di contenimento.

Quando i settori A e C erano in fase di coltivazione (Fig. VIII-8), l'entrata dell'acqua verso il sistema di drenaggio profondo non era più permessa, poiché veniva chiusa la valvola presente nei pozzetti alla base del primo versante. Il percolato, invece, veniva scaricato dal settore A,

direttamente verso il settore B, a gravità, tramite una trincea drenante, dopo aver oltrepassato una barriera di separazione.

La principale peculiarità di questa discarica è dovuta al fatto che sia il sistema di drenaggio profondo, che quello di drenaggio del percolato, interferivano con diverse parti dell'impianto e con i terreni di fondazione.

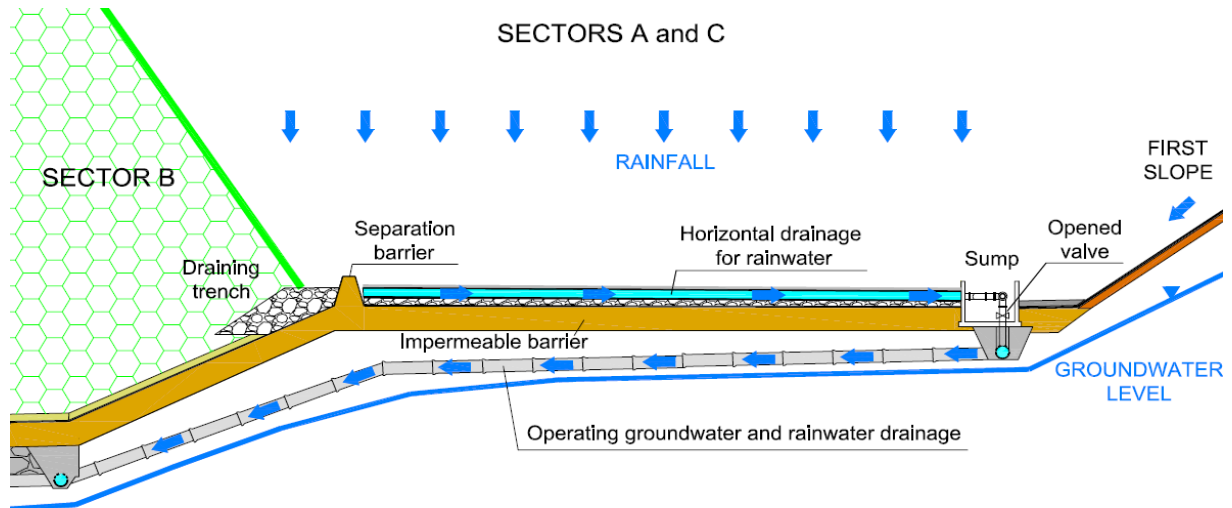


Fig. VIII-7. Sistema di gestione dei settori A e C, in fase di non coltivazione: le acque raccolte e drenate erano inviate verso dei pozzetti collocati alla base del primo versante; da qui venivano immesse nel sistema di drenaggio profondo ed allontanate verso dei pozzi disperdenti.

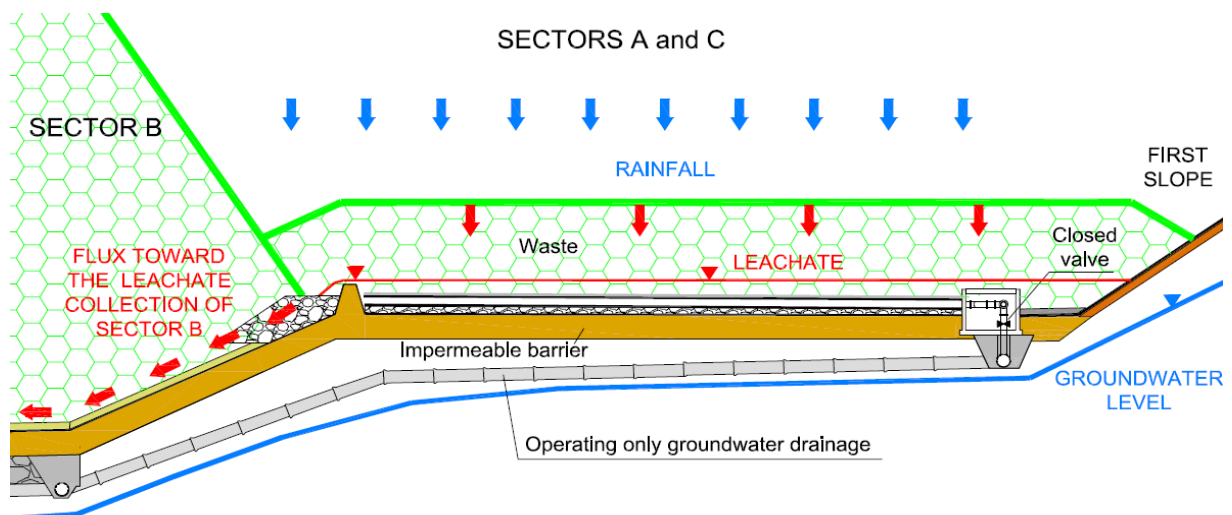


Fig. VIII-8. Sistema di gestione dei settori A e C, in fase di coltivazione: il percolato veniva immesso, per sfioramento, nel settore B; successivamente perveniva alle tubazioni di raccolta presenti in tale settore.

A questo punto, è opportuno accennare alla composizione stratigrafica del sito in esame. La discarica è stata realizzata su terreno in parte alluvionale, in parte sciolto; quest'ultimo costituito da sedimenti glaciali, calcari e marne (Fig. VIII-9).

I depositi alluvionali consistono in una successione di ghiaie sabbiose e limi argillosi moderatamente sovraconsolidati; solo questi ultimi strati partecipano alla compressibilità delle fondazioni. Il primo strato limo-argilloso si colloca ad una profondità compresa tra 4 e 5 m dal piano campagna, mentre il secondo ad una profondità compresa tra 11 e 15 m. L'incremento di sforzo verticale in questi strati compressibili è stato calcolato in 170 kN/m² e 220 kN/m², indotti, rispettivamente, dall'argine di contenimento e dal settore B.

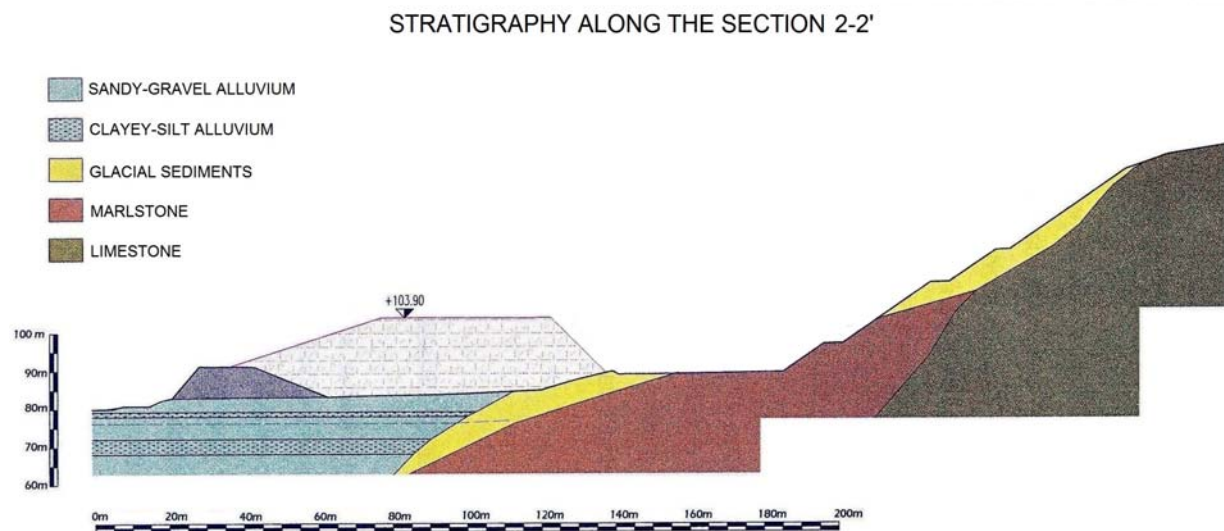


Fig. VIII-9. Rappresentazione della stratigrafia lungo la sezione 2-2' della Fig. VIII-5.

5.1.2 Criticità geotecniche

Una delle maggiori criticità è derivata da un'incorretta valutazione dei cedimenti dei depositi alluvionali al di sotto dell'argine di contenimento e del settore B. A causa di un periodo di tempo differente trascorso dalla costruzione dell'argine e dal riempimento totale del settore B, un cedimento differenziale, di circa 30 cm, si è sviluppato tra l'argine ed il bacino coltivato. Questo spostamento relativo non è stato assorbito dal punto di unione tra le tubazioni in HDPE di raccolta del percolato e la geomembrana, portando così ad uno strappamento, dalla parte della barriera impermeabile. La criticità è stata resa manifesta quando il livello di percolato cominciò a crescere all'interno del settore B, durante un fenomeno di precipitazione intensa.

L'analisi dei cedimenti differenziali, infatti, è stata svolta erroneamente in fase progettuale, senza tener conto della sua magnitudine ed evoluzione nel tempo. Il cedimento assoluto, inoltre, è stato calcolato sotto condizioni edometriche, senza considerare la compressibilità non-lineare dei terreni rispetto al livello tensionale.

Infatti, da parte dei progettisti, è stata usata la seguente relazione:

$$\Delta h = \sum_{i=1}^n h_i \frac{\Delta \sigma'_{v,i}}{E_i}$$

in cui n = numero di strati di terreno; h_i = spessore dell' i -esimo strato di terreno (m), e $\Delta\sigma'_{v,i}$ = incremento di sforzo verticale dell' i -esimo strato di terreno, indotto dai carichi di superficie (kPa). Il modulo edometrico E_i è stato assunto costante, perdendo quindi la considerazione di variazione di livello tensionale con la profondità.

Usando l'equazione soprascritta, i progettisti hanno determinato un cedimento di circa 13 cm al di sotto del tomo arginale e di circa 18 cm al di sotto del settore B, riempito completamente di rifiuti. Il cedimento differenziale di progetto, di circa 5 cm, tra le tubazioni in HDPE di drenaggio del percolato e la geomembrana, è stato considerato accettabile dai progettisti, senza alcuna considerazione dei diversi tempi di costruzione delle due diverse strutture.

Una corretta valutazione dei cedimenti avrebbe dovuto esser fatta sulla base dell'approccio non-lineare della compressibilità dei terreni:

$$\Delta h = \sum_{i=1}^n h_i \left[C_R \log \frac{\sigma'_{c,i}}{\sigma'_{v,i}} + C'_c \log \frac{\sigma'_{v,i} + \Delta\sigma'_{v,i}}{\sigma'_{c,i}} \right]$$

in cui C'_c = coefficiente di compressione in condizioni normal consolidate; C_R = coefficiente di ricomprensione in condizioni sovraconsolidate; e_0 = indice dei vuoti iniziale; $\sigma'_{v,i}$ = sforzo verticale effettivo dell' i -esimo strato di terreno, $\sigma'_{c,i}$ = sforzo verticale effettivo di pre-consolidazione.

Seguendo questo approccio, è stato calcolato un cedimento totale di circa 25 cm sotto l'argine di contenimento, e di circa 30 cm sotto il settore B, completamente riempito; questi cedimenti, tuttavia, si sono manifestati in due differenti periodi temporali:

- l'argine di contenimento ha completato il processo di consolidazione in circa 1,5 anni;
- la gestione del settore B è iniziata un anno più tardi dal completamento del rilevato arginale, e l'altezza finale è stata raggiunta dopo circa 4 anni.

Quindi, il cedimento totale del settore B è stato quasi completamente di tipo differenziale, rispetto all'argine di contenimento, già virtualmente stabilizzato al momento dell'inizio dello stoccaggio dei rifiuti. Il cedimento differenziale ha avuto il suo effetto maggiore nell'interfaccia tra il tomo arginale e il settore B, riempito di rifiuti. Come conseguenza, la membrana impermeabile, distesa sul pendio interno del rilevato arginale, è stata strappata a causa del cedimento del settore B.

Questo cedimento differenziale ha causato, quindi, il distacco delle tubazioni in HDPE di raccolta del percolato, dalla geomembrana impermeabile, nel punto di connessione. La velocità di consolidazione ha dimostrato che tale cedimento si era già verificato prima del fenomeno di precipitazione intensa, che ha prodotto la fuoriuscita di percolato.

Un'altra importante criticità è stata evidenziata nella bassa capacità di scarico delle acque profonde, all'esterno dell'impianto; infatti, dei tre pozzi di dispersione previsti, nessuno era dotato di fondo drenante; addirittura, uno di essi non era stato neppure realizzato in fase costruttiva. Questo ha determinato un intasamento degli elementi costituenti il sistema di drenaggio profondo, che si va a sommare alle rotture manifeste di tali elementi, causate dai cedimenti differenziali. L'ostruzione del sistema di drenaggio profondo ha determinato una crescita del carico idraulico nel materasso porfirico posto al di sotto della barriera impermeabile, durante l'evento piovoso. Per tali motivi, nel dicembre del 2009, si sono innescati processi di erosione, filtrazione e instabilità di tipo idraulico, all'interno del tomo arginale. Come conseguenza, la barriera di fondo è stata by-passata da parte delle acque

profonde, dando origine ad una diffusione di acqua, mista a percolato, nell'ambiente esterno (Fig. VIII-10).

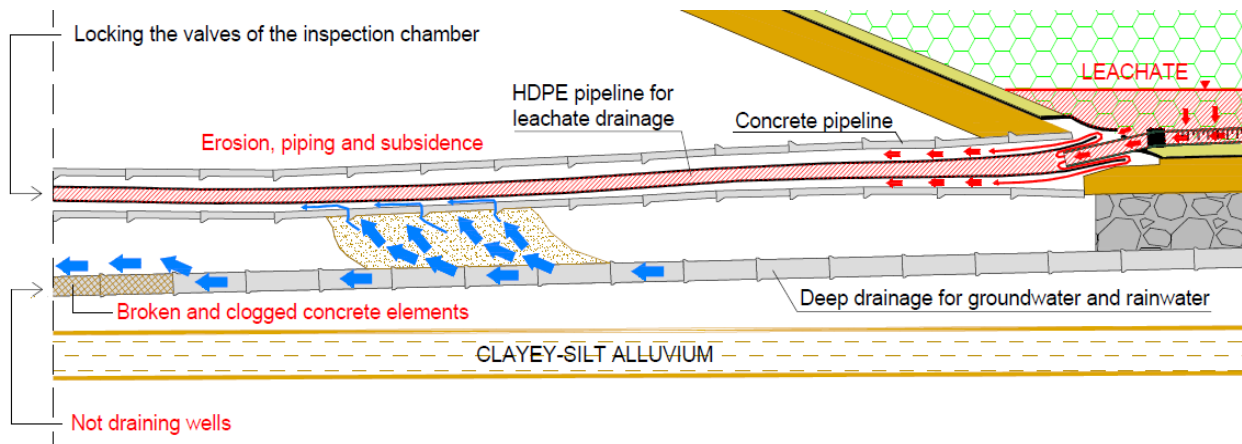


Fig. VIII-10. Perdita di percolato attraverso i distacchi tra le tubazioni di raccolta del percolato e la geomembrana e miscelazione con le acque meteoriche fuoriuscite dal sistema di drenaggio profondo.

5.1.3 Criticità di tipo sanitario e trasporto di contaminanti

Durante l'evento piovoso, le operazioni di allontanamento del percolato sono state inadeguate a risolvere il problema dell'eccessivo incremento di produzione di percolato. Quindi, è stato deciso, per far fronte all'emergenza, di chiudere le valvole delle tubazioni in HDPE, al fine di arrestare l'arrivo di percolato, semplicemente stoccandolo all'interno della discarica stessa. Questa operazione, tuttavia, non ha fatto altro che garantire il raggiungimento del carico necessario ad attivare processi di filtrazione del percolato, attraverso il punto di rottura tra le tubazioni in HDPE e la geomembrana.

Come conseguenza, il percolato ha raggiunto le camerette d'ispezione, mescolandosi con le acque profonde, e diffondendosi nell'ambiente attraverso le fessure presenti nelle camerette.

5.2 Discarica B

5.2.1 Generalità

La *Discarica B* è una discarica per rifiuti solidi speciali non pericolosi, con una superficie di circa 70.000 m², parte della quale (35.000 m²) predisposta al drenaggio durante eventi di precipitazione, e con una capacità massima di stoccaggio di 500.000 m³. Il sito di discarica è situato all'interno di una vecchia cava di arenaria, ed ha richiesto uno specifico studio geotecnico a causa della manifestazione di alcuni problemi di stabilità, in corrispondenza dei pendii rocciosi pre-esistenti.

Morfologicamente parlando, si tratta di una discarica di pendio, supportata alla base da rilevati arginali di contenimento. La superficie di discarica è stata suddivisa in due settori adiacenti, il settore 1 e 2 (Fig. VIII-11). Attualmente, il settore 1 è completato e provvisto di copertura temporanea, mentre il settore 2 è ancora in fase di coltivazione.

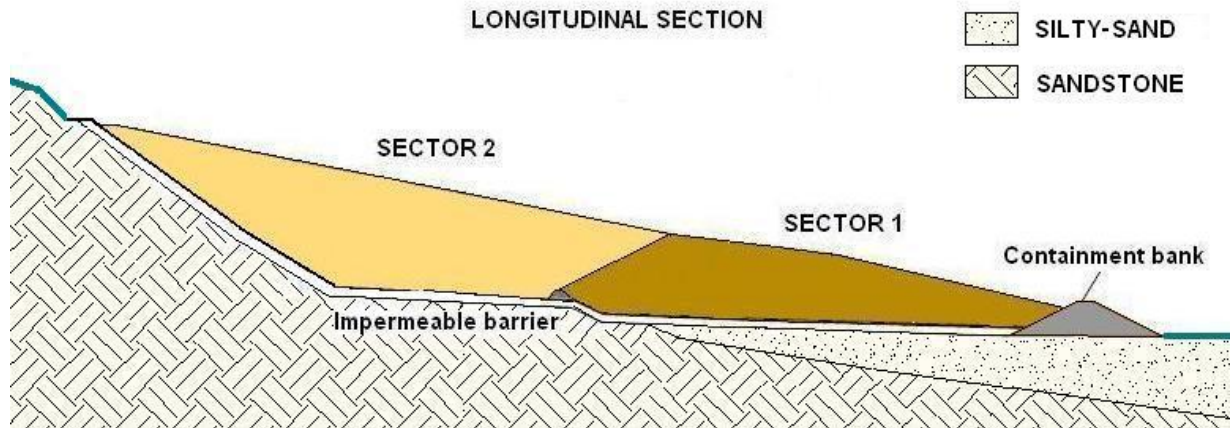


Fig. VIII-11. Sezione longitudinale della *Discarica B* raffigurante i settori 1 e 2.

I sistemi di drenaggio delle acque superficiali al di fuori dei settori coltivati, sono costituiti da un canale perimetrale collegato a delle vasche di laminazione, localizzate nella parte più settentrionale della discarica e progettate per contenere i picchi di precipitazione previsti da progetto.

Il sistema di drenaggio del percolato consiste, invece, in due collettori principali, collocati ai bordi laterali degli invasi. Essi drenano il percolato che arriva da delle tubazioni secondarie alle quali sono collegati, disposte a spina di pesce all'interno dei settori e posizionate sopra la barriera impermeabile.

I due collettori principali del settore 1 sono collegati in serie con quelli del settore adiacente, e drenano il percolato sino alla base interna del rilevato arginale. Da qui, tramite elettropompe, il percolato viene sollevato ed inviato verso cinque serbatoi di raccolta, di volumetria pari a 70 m³. Il sistema di drenaggio del percolato è stato dimensionato per ricevere la quota di precipitazione che si infiltra all'interno dei settori, in fase di coltivazione.

5.2.2 Criticità geotecniche

Studi precedenti hanno evidenziato l'inadeguatezza del sito di discarica, da un punto di vista idrogeologico, poiché si possono generare, a seguito di eventi piovosi, flussi d'acqua improvvisi e a carattere torrenziale, capaci di causare fenomeni erosivi accentuati e criticità idrauliche. Inoltre, si sono verificate diverse instabilità ed erosioni superficiali dei pendii in arenaria che circondano l'intero sito in cui la discarica è inserita. Per questi motivi, devono esser fatte ancora diverse analisi di tipo geotecnico, specialmente in prospettiva di un futuro ampliamento della capacità di stoccaggio, previsto sino a 1.300.000 m³ (Fig. VIII-12).

Il primo aspetto affrontato in questo studio riguarda la compatibilità delle strutture, in particolar modo delle barriere, con i cedimenti differenziali.

Da un punto di vista strutturale, la discarica poggia su roccia arenacea, lungo i pendii, e su terreni alluvionali, nella zona centrale della valle in cui è inserita. Questi ultimi, aventi una profondità variabile dai 10 m, al centro della valle, ai 5 m, nella parte più meridionale, sono stati classificati come sabbie limose.

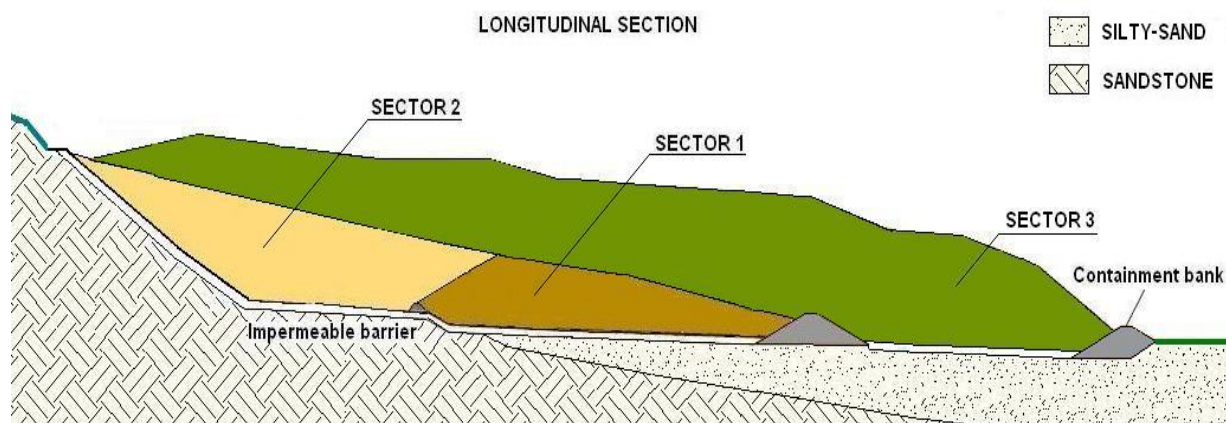


Fig. VIII-12. Sezione longitudinale della *Discarica B* raffigurante i settori 1 e 2, e l'ampliamento previsto (settore 3).

In riferimento ad entrambe le condizioni in cui si trova o si verrà a trovare la discarica, ovvero la configurazione originaria ed il suo successivo ampliamento, i progettisti avevano calcolato solamente i cedimenti immediati, senza considerare significativo il contributo dei cedimenti di consolidazione nella parte centrale dell'area in esame. Quindi, nessun cedimento differenziale è stato evidenziato tra le strutture poggianti su arenaria e le strutture poggianti sulle sabbie limose.

Analisi più accurate indicavano la possibilità di manifestazione di cedimenti totali più apprezzabili, nella formazione alluvionale. Tuttavia, si è scoperto che, rispetto al pendio stabile in arenaria, il settore 1 avrebbe manifestato un cedimento quasi doppio a quello atteso dai progettisti. Questo si sarebbe ottenuto sia nella configurazione originaria della discarica, che in fase di ampliamento. Quindi, è stato suggerito di rivalutare l'integrità del sistema barriera di base, al fine di evitare ogni spiacevole conseguenza di natura ambientale derivante, per esempio, dallo strappamento delle geomembrane di fondo.

Un altro problema è insorto a causa dell'eccessiva compattazione dei rifiuti, che ha raggiunto una densità, in sito, di circa $1,25 \text{ t/m}^3$. Questo potrebbe comportare un rallentamento del processo di degradazione della sostanza organica, oppure la formazione di falde sospese di liquido. Perciò, è stato suggerito il miglioramento del sistema di drenaggio, tramite collocazione di pozzi verticali verso l'interno della discarica, muniti di pompe sommerse.

5.2.3 Criticità di tipo sanitario

Le criticità di tipo sanitario ed il trasporto di contaminanti spesso dipendono da errati studi idrologici, riguardanti il bilancio idrologico in discarica. Anche in questo caso come per la *Discarica A*, un'erronea stima del flusso d'acqua entrante ha portato ad una sottostima della produzione di biogas. La Fig. VIII-13 mostra le conseguenze del bilancio idrologico errato, in termini di volume di percolato estratto, rispetto a quello prodotto.

In riferimento al sistema di drenaggio del percolato, è stato notato che i due settori non sono idraulicamente indipendenti. Questo implica che, in caso di intasamento o malfunzionamento delle sole due pompe di estrazione, l'intero meccanismo di rimozione del percolato ne avrebbe risentito. Per questo motivo, è stato consigliato di migliorare il sistema di drenaggio del percolato tramite la realizzazione di pozzi equipaggiati di pompe sommerse.

Inoltre, è stato raccomandato di eseguire ricorrenti ispezioni dei principali collettori di percolato, al fine di prevenire ogni tipo di intasamento, crescita irregolare del livello di percolato, o subsidenze di vario genere.

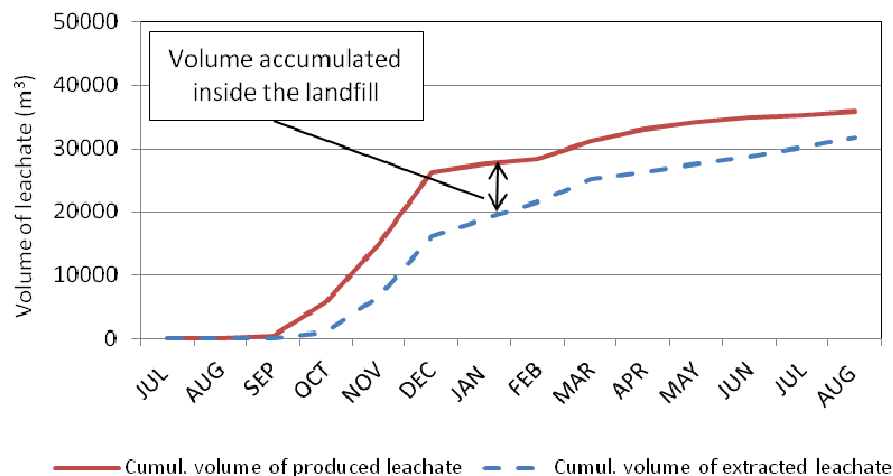


Fig. VIII-13. Conseguenze del bilancio idrologico errato: rapporto tra il volume di percolato estratto ed il volume di percolato prodotto.

5.3 Conclusioni

In questi due casi di studio, l'inadeguatezza del sito scelto per ospitare la discarica unita ad errori di tipo geotecnico, sia in fase di progettazione che in fase realizzativa, hanno rappresentato la causa principale delle criticità ambientali.

L'analisi retrospettiva ha permesso di identificare i seguenti errori:

- localizzazione dei siti di discarica in aree soggette a criticità di tipo idrogeologico ed idraulico, non sufficientemente esaminate in fase di progetto;
- valutazione erronea dei cedimenti delle fondazioni, le quali hanno dato origine a cedimenti di tipo differenziale maggiori rispetto a quelli preventivati;
- progetto non corretto dei drenaggi delle acque superficiali e profonde, spesso non adeguati rispetto alle caratteristiche idrologiche dell'area;
- bilancio idrico erroneo, che ha dato origine ad una crescita della produzione di percolato non gestibile, durante eventi di pioggia intensi;
- pianificazione inadeguata del sistema di drenaggio del percolato, che ha interagito con la discarica durante la fase di assestamento e, quindi, ha innescato fenomeni di contaminazione delle acque sotterranee.

CONCLUSIONI

Uno degli aspetti strategici dello sviluppo dei grandi agglomerati urbani è senza dubbio la gestione dei rifiuti solidi. Per far fronte alle necessità di smaltimento si possono seguire due strategie: quella dell'incenerimento e quella dello stoccaggio in discarica, con o senza pre-trattamento. Quest'ultima soluzione, molto praticata in Italia, richiede delle attente valutazioni di carattere ambientale, sanitario e geotecnico, al fine di garantire la fruibilità del servizio in sicurezza, durante il tempo di gestione che ordinariamente supera i decenni.

L'attività di ricerca s'inserisce nell'ambito della modellazione teorica della compressibilità secondaria bio-meccanica dei Rifiuti Solidi Urbani (RSU), attraverso test di laboratorio e riscontri con opere in vera grandezza.

La ricerca, sviluppata nel corso del triennio 2010-2012, riveste un certo interesse pratico ove si consideri che l'inesatta valutazione dei cedimenti dei rifiuti possa comportare un'imprecisa stima della capacità di accumulo dell'impianto, nonché difficoltà di funzionamento delle opere accessorie a causa dei cedimenti totali e differenziali.

Scopo della ricerca è stato quello di calibrare un modello bio-meccanico disaccoppiato di tipo monodimensionale per la valutazione delle deformazioni da cedimento e del loro decorso nel tempo, partendo dai parametri biologici e meccanici del rifiuto urbano.

L'analisi dei parametri bio-meccanici del rifiuto, costituente la parte preliminare della ricerca, si fonda, oltre che su dati provenienti dalla letteratura specialistica, sui risultati di esperienze con reattori biologici presso i laboratori delle Università di Padova e di Grenoble, utilizzando materiale tal quale (a Padova) o pretrattato (a Grenoble). Una volta calibrati i parametri del modello bio-meccanico è stato possibile quantificare le variazioni di volume riconducibili alle due distinte componenti, di *creep* e biologica, presenti simultaneamente ma attivatesi con tempi diversi, in ragione dell'incidenza della componente organica e delle condizioni di degradazione biologica (anaerobica e/o aerobica). Completa lo studio il riscontro con i dati provenienti da opere in vera grandezza, ricavati sia dalla letteratura specialistica che da indagini *in situ* su discariche esistenti.

Nell'**Introduzione** di questo lavoro è stato affrontato il problema della produzione di rifiuti solidi urbani (RSU) a livello mondiale, europeo e nazionale, e sono state identificate le principali strategie di gestione del sempre più crescente flusso di rifiuti. Particolare evidenza è stata data ai metodi di pretrattamento meccanico e biologico dei rifiuti, che servono a stabilizzare la materia organica contenuta nel rifiuto, allo scopo di limitare le emissioni e la quantità di metano e di effluenti gassosi inquinanti, mediante una riduzione del volume e della massa di rifiuto depositato. Considerando lo stato dell'arte delle discariche, sono stati presentati dei metodi innovativi, quali: il ricircolo di percolato, la discarica bioreattore, il *landfill mining* e l'aerazione *in situ*.

Una prima analisi del rifiuto come mezzo poroso eterogeneo è stata affrontata nel **Capitolo I** definendo i principali parametri fisici necessari per la caratterizzazione del materiale di rifiuto. Particolare evidenza è stata data alle interazioni tra la fase liquida e gassosa all'interno del rifiuto, specialmente durante la contemporanea produzione di biogas e di percolato, sperimentata dal rifiuto durante la fase di degradazione.

Il **Capitolo II** presenta uno studio sulle proprietà del rifiuto, redatto a seguito di un'attività di ricerca bibliografica. Al fine di analizzare le proprietà chimiche, fisiche ed idrauliche del mezzo poroso eterogeneo di rifiuto, e per poter fornire una sua precisa caratterizzazione, sono stati estrapolati dalla letteratura specialistica i principali parametri che caratterizzano il comportamento di questo materiale. Dapprima, sono stati studiati gli aspetti chimici e biologici del rifiuto, considerando le reazioni che si producono in discarica. Successivamente, sono state analizzate le proprietà fisiche quali: composizione, granulometria, valori tipici dell'unità di peso, andamento dello sforzo verticale con la profondità e influenza della compattazione. Infine, lo studio della variazione del contenuto d'acqua e della permeabilità del rifiuto nel tempo, e la loro influenza su altri parametri, come la densità secca, hanno completato l'analisi delle proprietà idrauliche del rifiuto.

Nel **Capitolo III** sono state analizzate le principali caratteristiche meccaniche del rifiuto, quali: resistenza a taglio, coesione, angolo d'attrito, rigidità laterale, sforzo orizzontale e deformazioni. In seguito, è stata studiata l'origine e la natura dei cedimenti degli RSU, quest'ultimi suddivisi in cedimenti immediati, primari e secondari. Infine, sono stati presentati i principali modelli di previsione dei cedimenti, attualmente presenti nella letteratura specialistica, classificati secondo differenti criteri, in relazione alle ipotesi su cui si fondano.

Nel **Capitolo IV** sono state definite le ipotesi costitutive del modello bio-meccanico disaccoppiato di tipo monodimensionale per la valutazione delle deformazioni da cedimento e del loro decorso nel tempo, partendo dai parametri biologici e meccanici del rifiuto urbano. Il modello sviluppato ha considerato le due distinte componenti, di *creep* e biologica, presenti simultaneamente ma attivatesi con tempi diversi, in ragione dell'incidenza della componente organica e delle condizioni di degradazione biologica (anaerobica e/o aerobica). Successivamente, la calibrazione dei parametri del modello è stata condotta sulla base dei risultati di indagini, ricavati dalla letteratura specialistica, e da esperienze condotte su reattori di piccola e media grandezza. Una volta calibrati i parametri del modello bio-meccanico è stato possibile quantificare le variazioni di volume riconducibili alle due distinte componenti, di *creep* e biologica.

I risultati ottenuti studiando i dati provenienti dalla letteratura specialistica e i dati sperimentali di numerose prove di laboratorio, condotte su reattori di piccola e media grandezza, sono stati presentati nel **Capitolo V**. Le curve di deformazione secondaria sono state ricavate a partire dai dati osservati sulla produzione di biogas, giornaliera e cumulata, e modellati secondo le curve di produzione di biogas ottenute dai modelli USEPA e SWANA. Le modellazioni delle deformazioni secondarie, divise nella componente meccanica e biologica, sono state ottenute a partire dai due modelli proposti, e considerando due diversi

approcci nella determinazione del contenuto di sostanza organica biodegradabile del rifiuto (metodo basato sulla produzione di biogas e metodo basato sul tipo di pretrattamento iniziale). I risultati hanno mostrato che la modellazione delle deformazioni secondarie risulta migliore se si utilizza il secondo approccio.

Per ottenere una gamma completa di dati rappresentativi, sono state condotte delle indagini sperimentali sul comportamento di due tipi di rifiuto soggetti a compressione, utilizzando, in parallelo, due apparecchiature edometriche. Le metodologie adottate nell'ambito della ricerca sperimentale sono state illustrate nel **Capitolo VI**. I test sono stati eseguiti presso il laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale dell'Università di Padova e presso il laboratorio LTHE dell'Università di Grenoble. Il materiale utilizzato è stato un rifiuto solido urbano proveniente dall'impianto di Legnago (VR), ottenuto sia da rifiuti tal quali, sia da un pretrattamento bio-meccanico. L'RSU originario (tal quale) è stato sottoposto a prove di compressione su un reattore presente all'Università di Padova, per un periodo di 180 giorni, ricevendo, settimanalmente, una determinata quantità entrante di percolato, al fine di migliorarne le condizioni di degradabilità. Parallelamente, l'RSU pretrattato bio-meccanicamente è stato sottoposto a prove di compressione su un reattore presente all'Università di Grenoble, per un periodo di 77 giorni, senza alcuna iniezione di liquido. Tale sperimentazione ha consentito di mettere in luce la dipendenza dei parametri bio-meccanici in funzione dello stato iniziale del rifiuto.

Nel **Capitolo VII** sono stati esaminati i riscontri provenienti dal monitoraggio di opere in vera grandezza. Partendo dai dati sperimentali, su piccola e media scala, ottenuti dai reattori di laboratorio, si è proceduto al calcolo delle deformazioni da cedimento di opere in vera grandezza. Il comportamento della singola cella elementare è stato generalizzato ad una serie di celle verticali, in grado di simulare il comportamento di una colonna di rifiuti all'interno della discarica. A tal fine sono stati confrontati i risultati con i dati di monitoraggio provenienti dalle discariche di *Chatuzange* in Francia e di *Yolo County* e *S-Landfill* negli USA, ottenendo risultati molto incoraggianti.

L'applicazione delle conoscenze della geotecnica e della meccanica delle terre nell'ambito delle discariche riguarda la determinazione della stabilità locale e d'insieme del cumulo, l'integrità del sistema di copertura finale, l'esatta valutazione dei cedimenti derivanti sia dalla consolidazione dei terreni sottostanti, sia dalla deformazione dei rifiuti. Eventuali rotture nei rilevati di contenimento del cumulo di rifiuti possono rappresentare un rischio ambientale notevole, e causare fuoriuscite e diffusione di rifiuti o di percolato, verso l'ambiente esterno. Nel **Capitolo VIII** sono state studiate alcune discariche di rifiuti solidi urbani che hanno manifestato criticità legate all'inappropriata gestione degli impianti e alla limitata conoscenza del comportamento bio-idro-meccanico dei rifiuti nel tempo. Quest'ultima parte del lavoro riassume i principali risultati conseguenti alla partecipazione a due distinti progetti di ricerca nell'ambito degli studi condotti nel Dipartimento ICEA su fenomeni di rottura, a scala reale, delle discariche di nuova e vecchia realizzazione.

Il principale *prodotto della ricerca* si può sintetizzare nei seguenti aspetti:

- E' stata evidenziata la necessità della taratura del modello bio-meccanico proposto per la valutazione delle deformazioni secondarie da cedimento, considerando le due distinte componenti, di *creep* e biologica. Il modello è stato tarato sulla base dei dati provenienti dalla letteratura specialistica, nonché attraverso prove di laboratorio presso le Università di Padova e Grenoble. Ulteriori conferme sono state desunte dallo studio dei cedimenti di tre impianti di stoccaggio degli RSU. Il beneficio di una corretta taratura si osserva su intervalli di tempo molto ampi, come dimostrato dai riscontri con opere in vera grandezza.
- I modelli che includono la componente di degradazione biologica si rivelano efficienti solo se in grado di considerare e di quantificare la componente di cedimento dovuta alla produzione di biogas nei processi anaerobici, circostanza questa molto influente nei grandi cumuli urbani di RSU.
- Un modesto pretrattamento aerobico, anticipando i tempi di biodegradazione della sostanza organica, consente di limitare i cedimenti e di abbreviare i tempi di stoccaggio in discarica.

BIBLIOGRAFIA

- ADEME, 1993. Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. MODECOM™, Méthode de caractérisation des ordures ménagères. Seconde édition, ADEME Editions, Paris.
- ADEME-LIRIGM, 2005. Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie – Laboratoire Interdisciplinaire de Recherche Impliquant la Géologie et la Mécanique. Guide méthodologique pour le suivi des tassements des Centres de Stockage de Classe II - Déchets ménagers et assimilés.
- ADEME-LIRIGM, 2006. Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie – Laboratoire Interdisciplinaire de Recherche Impliquant la Géologie et la Mécanique. Note de synthèse du programme de recherche sur la gestion des Installations de Stockage de Déchets ménagers et assimilés (dits aussi non dangereux) en bioréacteur.
- Aguilar-Juarez, O., 2000. Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique. Ph.D. Thesis, University of Toulouse, France.
- Andersen, E.O., Balanko, L.A., Lem, J.M., Davis, D.H., 2004. Field monitoring of the compressibility of Municipal Solid Waste and soft alluvium. Proceedings 5th International Conference on Case Histories in Geotechnical Engineering, New York, USA.
- APAT-ONR, 2005. Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici – Osservatorio Nazionale sui Rifiuti. Rapporto Rifiuti, 2005.
- APHA, 1998. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition, Washington, DC.
- Arigala, S.G., Tsotsis, T.T., Webster, I.A., Yortsos, Y.C., Kattapuram, J., 1995. Gas generation, transport and extraction in landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 121, 33–44.
- Bayard, R., Benbelkacem, H., Zhang, Y.Y., Gourdon, R., 2009. Impact of leachate injection modes on landfill gas production. Proceedings Sardinia 2009, 12th International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Bayard, R., Benbelkacem, H., Gourc, J-P., Gourdon, R., 2013. Mass balance on Water and dry solids from pilot-scale landfill bioreactor studies. *Waste Management* (2013), paper accepted.
- Bear, J., 1972. Dynamics of fluids in porous media. Elsevier, New York.
- Beaven, R.P., Powrie, W., 1995. Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large-scale compression cell. Proceedings Sardinia 1995, 5th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, 744-760.
- Beaven, R.P., Barker, J.A., Hudson, A., 2003. Description of a tracer test through waste and application of a double porosity model. Proceeding Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium. Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Beaven, R.P., Powrie, W., Zardava, K., 2011. Hydraulic properties of MSW. Geotechnical characterization field measurement and laboratory testing of Municipal Solid Waste. ASCE Geotechnical Special Publication, 209, 1–43.
- Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T., Rawe, J.M., 2007. Practice Review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management*, 27, 13–29.
- Bidlingmaier, W., Scheelhaase, T., 1997. Geomechanical evaluation of mechanical-biological pretreated waste. Proceedings Sardinia 1997, 6th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, vol. I, 495–500.

- Bjarngard, A., Edgers, L., 1990. Settlement of Municipal Solid Waste landfills. Proceedings 13th Annual Madison Waste Conference, Madison, 192–205.
- Bleiker, D., Farquhar, G., McBean, E., 1995. Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity. *Waste Management and Research*, 13, 533–554.
- Boutwell, G.P., Fiore, N.A., 1995. Settlement of clay cover on saturated garbage. Acar YB, Daniels D. (Eds) *Geoenvironment 2000*. American Society of Civil Engineers, New York, 964–979.
- Bray, J.D., Zekkos, D., Kavazanjian, Jr. E., Athanasopoulos, G.A., Riemer, M.F., 2009. Shear strength of municipal solid waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, ASCE, 135(6), 709-722.
- Brink, D., Day, P.W., Du Prez, L., 1999. Failure and remediation of Bulbul Drive landfill: Kwazulu-Natal, South Africa. Proceedings Sardinia 1999, 7th International Waste anagement and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, vol. III, 555-562.
- Buchanan, D., 1997. The impact of waste processing on the hydraulic behaviour of landfilled wastes. *Designing and Managing Sustainable Landfill*. Scientific Societies Lecture Theatre, IBC UK Conferences Ltd.
- Buchanan, D., Clark, C.F., Ferguson, N.S., Kenny, N.J., 2001. Hydraulic characteristics of wet-pulverised municipal waste. *CIWEM Journal (Chartered Institution of Water and Environmental Management)*, 14-20.
- Burrows, M.R., Joseph, J.B., Mather, J.D., 1997. The hydraulic properties of in situ landfilled waste. Proceedings Sardinia 1997, 5th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Caicedo, B., Yamin, L., Giraldo, E., Coronado, O., Soler, N., 2002. Geomechanical properties of municipal solid waste in Dona Juana sanitary landfill. Proceedings of the 4th International Congress on Environmental Geotechnics, Rio De Janeiro, Brazil, A.A. Balkema, vol.1, 177-182
- Capelo, J., De Castro, M., 2007. Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste – a new experimental approach. *Waste Management*, 27, 811–819.
- Carman, P.C., 1939. Permeability of saturated sands, soils and clays. *Journal of Agricultural Science*, 29, 262–273.
- Carrubba, P., Cossu, R., 2003. Investigation on compressibility and permeability of pre-treated waste mixture. Proceedings Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Choudhury, D., Savoikar, P., 2008. Simplified method to characterize municipal solid waste properties under seismic conditions. *Waste Management*, 29, 924–933.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., 1989. Basic biochemical processes in landfills. Christensen, Cossu, Stegmann (Eds). *Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact*, Academic Press, London, 29–42.
- Coduto, D.P., Huitric, R., 1990. Monitoring landfill movements using precise instruments. *Geotechnics of waste fills-Theory and practices*, ASTM STP 1070, Philadelphia, 225–239.
- Collins, H.J., 1993. Impact of the temperature inside the landfill on the behavior of barrier systems. Proceedings Sardinia 1993, 4th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, vol. I, 417-432.
- Conte, M., Carrubba, P., 2011. Mechanical and biological aspects in MSW settlements. Proceedings Sardinia 2011, 13th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, paper 456.

- Conte, M., Carrubba, P., 2012a. Componente meccanica e biologica nei cedimenti secondari dei rifiuti solidi urbani: modellazione teorica e riscontri sperimentali. Incontro Annuale dei Ricercatori di Geotecnica, IARG 2012, Padova, 2-4 luglio 2012.
- Conte, M., Carrubba, P., 2012b. La previsione dei cedimenti nei rifiuti solidi urbani. Remtech 2012 Remediation Technologies, Ferrara, Italy, 19-21 September 2012, Cazzuffi D. & Petrini I. Editors, 290-301.
- Conte, M., Carrubba, P., 2013. Geotechnical implications in the construction of landfills. Italian Geotechnical Journal, gennaio-marzo 2013, 1, 68-77.
- Cossu, R., Andreoletta, G., Muntoni, A., 1996. Modelling landfill gas production. Landfilling of waste: Biogas, E&FN Spon, London, 238–268.
- Cossu, R., 2001. Fondamenti di chimica, chimica organica, microbiologia e biochimica (COMB) per l'Ingegneria Ambientale. Dipartimento IMAGE, Università di Padova, Dicembre 2001.
- Cossu, R., Raga, R., Testolin, G., 2011a. Landfill aeration experience in Italy. Proceedings Sardinia 2011, 13th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Cossu, R., Carrubba, P., Conte, M., Raga, R., Salieri, V., 2011b. When wrong design is the main problem in landfilling. Proceedings Sardinia 2011, 13th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, paper 737.
- Coumoulos, D.G., Koryalos, T.P., 1997. Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time. Proceedings, 14th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, vol. 3, Hamburg, Germany, 1807–1811.
- Cowland, J.W., Tang, K.Y., Gabay, J., 1993. Density and strength properties of Hong Kong refuse. Proceedings Sardinia 1993, 4th International Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 1433–1446.
- CTD, 1997. Comitato Tecnico Discariche. Linee Guida per le discariche controllate di rifiuti solidi urbani, CISA Publication.
- Del Greco, O., Oggeri, C., 1993. Geotechnical parameters of sanitary wastes. Proceedings Sardinia '93, 4th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Vol.II, 1421–1431.
- Dixon, N., Jones, R.D.V., 2005. Engineering properties of Municipal Solid Waste. Geotextiles and Geomembranes, 23, 205–233.
- Durmusoglu, E., Corapcioglu, M.Y., Tuncay, K., 2005. Landfill settlement with decomposition and gas generation. Journal of Environmental Engineering, 131, 1311–1321.
- Durmusoglu, E., Sanchez, I.M., Corapcioglu, M.Y., 2006. Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples. Environmental Geology, 50, 773-786.
- Edgers, L., Noble, J.J., Williams, E., 1992. A biological model for long term settlement in landfills. Usmen MA, Acar YB (Eds), Environmental Geotechnology. Balkema, Rotterdam, 177–184.
- Edil, T.B., Ranguette, V.J., Wuellner, W.W., 1990. Settlement of municipal refuse. Geotechnics of waste fills - Theory and practice, ASTM STP 1070, Philadelphia, 225–239.
- Ehrig, H.-J., 1983. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste Management & Research, 1, 53-68.
- Elagroudy, S.A., Abdel-Razik, M.H., Warith, M.A., Ghobrial, F.H., 2008. Waste settlement in bioreactor landfill models. Waste Management, 28, 2366–2374.
- Eleazer, W.E., Odle, W.S., Wang, Y.S., Barlaz, M.A., 1997. Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. Environmental Science and Technology, 31 (3), 911–917.

- El-Fadel, M., Shazbak, S., Saliby, E., Leckie, J., 1999a. Comparative assessment of settlement models for municipal solid waste landfill applications. *Waste Management Resource*, 17(5), 347–368.
- El-Fadel, M., Sadek, S., Khoury, R., 1999b. Simulation of solid waste settlements in laboratory columns. *Proceedings of the Sardinia 1999, 7th International Landfill Symposium*, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 521–528.
- Ettala, M., 1987. Infiltration and hydraulic conductivity at a sanitary landfill. *Aqua Fennica*, 17, 231–237.
- Farquhar, G.J., Rovers, F.A., 1973. Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 483–495.
- Fassett, J.B., Leonardo, G.A., Repetto, P.C., 1994. Geotechnical properties of Municipal Solid Waste and their use in landfill design. *Waste Tech. 1994, Landfill Technology Technical Proceedings*, Charleston, SC (USA), January 13–14.
- Favaretti, M., Maestrini, S., 1998. Fenomeni di assestamento dei Rifiuti Solidi Urbani: Effetti e possibilità di controllo. *Convegno Nazionale “Chiusura e post-chiusura delle discariche controllate”*, Castelfranco Veneto, Treviso, 24-25 settembre 1998.
- FNADE, 2007. *Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l’Environnement. Le secteur des déchets et son rôle dans la lutte contre le réchauffement climatique. Etude Bio Intelligence Service (deuxième édition)*.
- Fungaroli, A.A., Steiner, R.L., 1979. Laboratory study of the behavior of a sanitary landfill. *Journal of Water Pollution Control Fed.*, 43, 252–267.
- Gabr, M.A., Valero, S.N., 1995. Geotechnical properties of Municipal Solid Waste. *Geotechnical Testing Journal*, 18 (2), 241–251.
- Gandolla, M., Dugnani, L., Bressi, G., Acaia, C., 1992. The determination of subsidence effects at municipal solid waste disposal sites. *Proceedings 6th International Solid Waste Congress and Exhibition*, Madrid, 1–17.
- Gawande, N.A., Reinhart, D.R., Cortazar, A.L. G., 2005. Landfill MSW hydraulic conductivity estimation using in situ moisture sensors. *Proceedings Sardinia 2005, 10th International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Gay, G., Kaiser, R., 1981. Bestimmung der scherfestigkeit an hausmüll in verschiedenen variationen. *Bericht der Forschungs- und Materialprüfungsanstalt Baden-Württemberg*, Stuttgart.
- Gibson, R.E., Lo, K.Y., 1961. A theory of soils exhibiting secondary compression. *Acte Polytechnica Scandinavica*, C:10, 296, 1–15.
- Golder Associates, 1993. Unpublished internal report.
- Goodley, A.R., Graham, A., Lewin, K., 2005. Estimating biodegradable Municipal Solid Waste diversion from landfill: screening exercise to evaluate the performance of bBiodegradable waste test methods. *Environment Agency, R&D Technical Report*, phase 1, 1–513.
- Gourc, J.-P., Olivier, F., Thomas, S., Châtelet, L., Denécheau, P., Munoz, M.-L., 2001. Monitoring of waste settlements on five landfills: comparison of the efficiency of different devices. *Proceedings Sardinia 2001, 8th International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Gourc, J.P., Nousheen Arif, K., Olivier, F., 2007. Long term settlement of domestic waste in landfill: ISPM method. *18^{ème} Congrès Français de Mécanique*, Grenoble, France.
- Gourc, J.-P., Staub, M.J., Conte, M., Benbelkacem, H., Bayard, R., Redon, E., 2009. A biochemical model to predict long-term secondary settlement of MSW – Validation on large-scale trials. *Proceedings of Sardinia 2009, 12th International Waste Management and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, paper 089.

- Gourc, J.-P., Staub, M.J., Conte, M., 2010. Decoupling MSW settlements into mechanical and biochemical processes – Modelling and validation on large scale setups, *Waste Management*, 30, 1556–1568.
- Gourc, J.-P., 2012. Hydro-bio-mechanical approach of municipal solid waste landfilling. Seminar at the University of Padua, 23 January 2012, Padua, Italy.
- Green, D., Jamenjad, G., 1997. Settlement characteristics of domestic waste. Proceedings of the Conference on Contaminated Ground. British Geotechnical Society, Cardiff, Wales, 319–324.
- Grisolia, M., 1994. Deformabilità dei rifiuti. Seminario di aggiornamento Meccanica dei rifiuti e analisi strutturale dei componenti di una discarica controllata, Santa Margherita di Pula, Cagliari 10-14 Ottobre 1994.
- Grisolia, M., Napoleoni, Q., Tancredi, G., 1995a. Contribution to a technical classification of MSW. Proceedings Sardinia 1995, 5th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Vol. II, 703–710.
- Grisolia, M., Napoleoni, Q., Tancredi, G., 1995b. Modelli di comportamento geotecnico di una discarica di RSU. Scelta dei parametri di progetto; Atti del I° Corso di Aggiornamento Professionale per Problematiche Ambientali: La Progettazione delle Discariche; Bergamo.
- Grisolia, M., Luciani, D., 1995. Considerazioni sulla stabilità e sui cedimenti di una discarica di RSU. Convegno: La progettazione delle discariche, Bergamo.
- Hettiarachchi, H., Meegoda, J., Hettiaratchi, P., 2003. Settlement of bioreactor landfills. Modeling of settlement behavior of bioreactor landfills, Interim report, University of Calgary, Alberta, Canada.
- Hettiarachchi, C.H., 2005. Mechanics of biocell landfill settlements. Ph.D. Thesis, New Jersey Institute of Technology, Newark, New Jersey, USA.
- Hettiarachchi, H., Meegoda, J., Hettiaratchi, P., 2009. Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement. *Waste Management*, 29, 1018–1025.
- Hossain, M.S., 2002. Mechanics of compressibility and strength of solid waste in bioreactor landfills. Ph.D. Thesis, North Carolina State University, Raleigh, USA.
- Hossain, S.M., Gabr, M.A., 2005. Prediction of municipal solid waste landfill settlement with leachate recirculation. Proceedings Geo-Frontiers, Austin, Texas, vol. 168, 50–63.
- Hudson, A. P., White, J.K., Beaven, R. P., Powrie, W., 2004. Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Management*, 24 (3), 259–269.
- ISO/TR 20432, 2006. Guidelines to the determination of long-term strength of geosynthetics for soil reinforcement. ISO Technical Report.
- ISPRA, 2005. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Rapporto Rifiuti Urbani 2005.
- ISPRA, 2012. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Rapporto Rifiuti Urbani 2012.
- Ivanova, L.K., Richards, D.J., Smallman, D.J., 2003. An investigation into the factors affecting secondary settlement of wastes. Proceedings Sardinia 2003, 9th International Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Ivanova, L.K., Richards, D.J., Smallman, D.J., 2008a. The long-term settlement of landfill waste. Proceedings of the Institution of Civil Engineers. *Waste and Resource Management*, 161 (3), 121–133.
- Ivanova, L.K., Richards, D.J., Smallman, D.J., 2008b. Assessment of the anaerobic biodegradation potential of MSW. Proceedings of the Institution of Civil Engineers. *Waste and Resource Management*, 161 (4), 167-180.

- IWWG, 2009. Conferenza dell'IWWG (International Waste Working Group), Toulouse, Francia, aprile 2009. Comunicazione privata.
- Jain, P., Powell, J., Townsend, T.G., Reinhart, D.R., 2005. Air permeability of waste in a municipal solid waste landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 131, 1565–1573.
- Jain, P., Powell, J., Townsend, T.G., 2006. Estimating the hydraulic conductivity of landfilled municipal solid waste using the borehole permeameter test. *Journal of Environmental Engineering*, 132, 645–652.
- Jessberger, H.L., Kockel, R., 1993. Determination and assessment of the mechanical properties of waste materials. *Proceedings Sardinia 1993, 4th International Landfill Symposium*, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, vol. II, 1383–1392.
- Jessberger, H.L., 1994. Geotechnical aspects of landfill design and construction. Part 2: materials parameters and test methods. *Institution of Civil Engineers Geotechnical Engineering Journal*, 107, 105–113.
- Jessberger, H.L., Heibroek, G., 1995. Development of a safety concept for landfill liner system. *Advanced landfill liner systems*, Thomas Telford Publishing.
- Jun, D., Yongsheng, Z., Henry, R.K., Mei, H., 2007. Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 147, 240–248.
- Kavazanjian, N., Matasovic, R., Bonaparte, G.R., Schmertmazin, E., 1995. Evaluation of MSW properties for seismic analysis. *Geoenvironment 2000, Geotechnical Special Publication*, 46, 1126–1141.
- Kavazanjian, E., Matasovic, N., Bachus, R.C., 1999. Large-diameter static and cyclic laboratory testing of municipal solid waste. *Proceeding Sardinia 1999, 7th International Waste Management and Landfill Symposium*, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 437–444.
- Kavazanjian, E., 2001. Mechanical properties of municipal solid waste. *Proceedings Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium*, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 415–424.
- Kazimoglu, Y.K., McDougall, J.R., Pyrah, I.C., 2005. Moisture retention and movement in landfilled waste. *Proceedings of the International Conference on problematic soils*, Famagusta, Cyprus.
- Khire, M., Haydar, M., 2007. Leachate recirculation in bioreactor landfills using geocomposite drainage material. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 133(2), 166–174.
- Kölsch, F., 1995. Material values for some mechanical properties of domestic waste. *Proceedings Sardinia 1995, 5th International Landfill Symposium*, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, vol.2, 20.
- Kölsch, F., 1996. The influence of fibrous constituents on shear strength of municipal solid waste. Ph.D. Thesis, Leichtweiss-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Germany.
- Korfiatis, G.P., Demetropoulos, A.C., Boudimos, E.L., Nawy, E.G., 1984. Moisture transport in a solid waste column. *Journal of Environmental Engineering*, 110(4), 789–796.
- Landva, A.O., Clark, J.I., Weisner, W.R., Burwash, W.J., 1984. Geotechnical engineering and refuse landfills. *Proceedings of the 6th National Conference on Waste Management in Canada*, Vancouver, B.C., 1–37.
- Landva, A.O., Clark, J.I., 1986. Geotechnical testing of waste fill. *Proceedings of Canadian geotechnical Conference*, Ottawa, Ontario, 371–385.
- Landva, A.O., Clark, J.I., 1990. Geotechnics of waste fills. *Geotechnics of waste fills—Theory and practice*, ASTM Special Technical Publication, 1070, 86–106.
- Landva, A.O., Pelkey, S.A., Valsangkar, A.J., 1998. Coefficient of permeability of municipal refuse. *Proceedings of the 3rd International Congress on Environmental Geotechnics*, Lisbon, vol. I, 63–68.

- Landva, A.O., Valsangkar, A.J., Pelkey, S.G., 2000. Lateral earth pressure at rest and -compressibility of Municipal Solid Waste. *Canadian Geotechnical Journal*, 37, 1157–1165.
- Leckie, J.O., Pacey, J.G., Halvadakis, C., 1979. Landfill management with moisture control. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 105, 337–355.
- Leikam, K., Stegmann, R., 1997. Mechanical-biological pre-treatment of residual MSW and the behaviour of pre-treated waste. *Proceedings Sardinia 1997, 6th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy*, vol. I, 465–474.
- Ling, H.I., Leshchinsky, D., Mohri, Y., Kawabata, T., 1998. Estimation of municipal solid waste landfill settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 124 (1), 21–28.
- Lobo, A.G.C., 2003. *Moduelo 2: A tool to be used to evaluate municipal solid waste landfills contamination*. PhD Thesis, University of Cantabria, Spain.
- Lornage, R., Redon, E., Lagier, T., Hébé, I., Carré, J., 2007. Performance of a low cost MBT prior to landfilling: Study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. *Waste Management*, 27, 1755–1764.
- Machado, S.L., Carvalho, M.F., Vilar, O.M., 2002. Constitutive model for municipal solid waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 128, 940–951.
- Machado, S.L., Vilar, O.M., Carvalho, M.F., 2008. Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior. *Computers and Geotechnics*, 35, 775–790.
- Machado, S.L., Carvalho, M.F., Gourc, J.-P., Vilar, O.M., do Nascimento, J.C.F., 2009. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. *Waste Management*, 29, 153–161.
- Manassero, M., Van Impe, W.F., Bouazza, A., 1996. Waste disposal and containment. *Proceedings Second International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Vol. 3*, 193–242.
- Manassero, M., Dominijanni, A., Terriotti, C., Buffa, L., 2011. *Stabilizzazione di discariche su pendio. Conferenze di geotecnica di Torino, XXIII ciclo*.
- Mansoor, I., 2003. *Applications of soil mechanics principles to landfill waste*. Ph.D. Thesis, School of Civil Engineering and the Environment, Southampton University, UK.
- Marques, A.C.M., 2001. *Compaction and compressibility of municipal solid waste*. Ph.D. Thesis, Sao Paulo University, Sao Carlos, Brazil.
- Marques, A.C.M., Filz, G.M., Vilar, O.M., 2003. Composite compressibility model for municipal solid waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 129 (4), 372–378.
- McCreanor, P., Reinhart, D., 2000. Mathematical modeling of leachate routing in a leachate recirculating landfill. *Water Research*, 34 (4), 1285–1295.
- Mehta, R., Barlaz, M.A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., Sinderson, L., 2002. Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *Journal of Environmental Engineering*, 128 (3), 228–236.
- Mitchell, J.K., Seed, R.B., Seed, H.B., 1990. Kettleman Hills waste landfill slope failure. Liner system properties. *Journal of Geotechnical Engineering*, 116(4), 647–668.
- Morris, J.W.F., Vasuki, N.C., Baker, J.A., Pendleton, C.H., 2003. Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation. *Waste Management*, 23 (7), 653–666.
- Mualem, Y., 1976. A new model predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12, 513–522.
- Münnich, K., Ziehm, G., Fricke, K., 2003. Hydraulic behaviour of mechanical biological pre-treated waste. *Proceedings Sardinia 2003, 9th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy*.

- Münnich, K., Bauer, J., Fricke, K., 2005. Investigation on relationship between vertical and horizontal permeabilities of MBT waste. Proceedings Sardinia 2005, 10th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Olivier, F., 2003. Tassement des déchets en CSD de classe II: du site au modèle. Ph.D. Thesis, University of Grenoble, France.
- Olivier, F., Gourc, J.-P., 2007. Hydro-mechanical behavior of MSW subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. *Waste Management*, 27, 44–58.
- Oweis, I.S., Khera, R., 1986. Criteria for geotechnical construction on sanitary landfills. Symposium on Environmental Geotechnology, Allentown, PA, 215–222.
- Oweis, I.S., Khera, R.P., 1990. Geotechnology of waste management. Butterworths Eds., Sydney, Australia.
- Park, H.I., Lee, S.R., 1997. Long-term settlement behavior of landfills with refuse decomposition. *Journal of Resource Management and Technology*, 24(4), 159–165.
- Park, H.I., Lee, S.R., Do, N.Y., 2002. Evaluation of decomposition effect on long-term settlement prediction for fresh Municipal Solid Waste landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 128 (2), 107–118.
- Powrie, W., Beaven, R. P., 1999. Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. *Institution of Civil Engineers Geotechnical Engineering Journal*, 137, 235–247.
- Powrie, W., Richards, D., Velkushanova, K., 2009. Mechanisms of settlement in biodegradable wastes. 3rd International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfills, Braunschweig, Germany; 10-13 March 2009.
- Rao, S.K., Moulton, L.K., Seals, R.K., 1977. Settlement of refuse landfills. Geotechnical practice for disposal of solid waste materials, Ann Arbor, MI, 574–599.
- Reddy, K.R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N., Gangathulasi, J., Bogner, J., 2009b. Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA. *Waste Management*, 29 (2), 952–959.
- Reddy, K.R., Hettiarachchi, H., Gangathulasi, J., Bogner, J.E., 2011. Geotechnical properties of municipal solid waste at different phases of biodegradation. *Waste Management*, 31, 2275–2286.
- Rosqvist, H., Destouni, G., 2000. Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. *Journal of Contaminant Hydrology*, 46, 39–60.
- Ross, P., Smetten, R., 2000. A simple treatment of physical nonequilibrium water flow in soils. *Soil Science Society American Journal*, 64, 1926–1930.
- Rowe, R.K., 2005. Methane long term performance of contaminant barrier systems. *Géotechnique*, 55, n. 9, 631-678.
- Siegel, R.A., Robertson, R.J., Anderson, D.G., 1990. Slope stability investigations at a landfill in Southern California. *Geotechnics of Waste Fill—Theory and Practice*; ASTM STP 1070.
- Simões, G.F., Catapreta, C.A.A., 2011. Settlement monitoring of an experimental landfill, Belo Horizonte, Brazil. Proceedings Sardinia 2011, 13th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy
- Simpson, P.T., Zimmie, T.F., 2001. Laboratory investigations of potential sanitary landfill settlement. Proceedings of the 15th International Conference on Soil Mechanics, Istanbul, 1925–1928.
- Sivakumar Babu, G.L., Reddy K.R., Chouskey S.K., Kulkarni, H.S., 2010. Prediction of long-term Municipal Solid Waste landfill settlement using constitutive model. *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management*, 14(2), 139–150.

- Sowers, G.F., 1968. Foundation problems in sanitary landfills. *Journal of Sanitary Engineering*, 94 (1), 103–116.
- Sowers, G.F., 1973. Settlement of waste disposal fills. *Proceedings 8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Moscow*, Vol. 2, 207–210.
- Soyez, K., Thran, D., Volker, D., Koller, M., 1997. The German Federal research programme on mechanical-biological pre-treatment. *Proceedings Sardinia 1997, 6th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy*, Vol. I, 439–448.
- Spillmann, P., 1980. Beitrag zur langfristig standsicheren konstruktion hoher abfalldPONEN, Teil 1 und 2, *Müll und Abfall* 12, 311–317, 337–339.
- Staub, M.J., Galietti, B., Oxarango, L., Khire, M.V., Gourc, J.-P., 2009. Porosity and hydraulic conductivity of MSW using laboratory-scale test. *3rd International Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”*, Braunschweig, Germany.
- Staub, M.J., 2010. Approche multi-échelle du comportement bio-mécanique d’un déchet non dangereux. Ph.D. Thesis, University of Grenoble, France.
- Staub, M.J., Marcolina, G., Gourc, J.-P., Simonin, R., 2011. An incremental model to assess the environmental impact of cap cover systems on MSW landfill emissions. *Geotextiles and Geomembranes*, 29, 298-312.
- Stinson, J.A., Ham, R.K., 1995. Effect of lignin on the anaerobic decomposition of cellulose as determined through the use of a biochemical methane potential method. *Environmental Science and Technology*, 29 (9), 2305–2310.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., 2007. Influence of compressibility of domestic waste in fluid permeability. *Proceedings Sardinia 2007, 11th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy*.
- Stoltz, G., 2007. Influence of compressibility of domestic waste on fluid conductivity. *Second International Workshop: Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*, Southampton, UK.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L., 2010a. Characterisation of the physico-mechanical parameters of MSW. *Waste Management*, 30, 1439–1449.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L., 2010b. Liquid and gas permeabilities of unsaturated municipal solid waste under compression. *Journal of Contaminant Hydrology*, 118, 27–42.
- Stulgis, R.P., Soydemir, C., Telgener, R.J., 1995. Predicting landfill settlement. *Proceedings Geoenvironment 2000. American Society of Civil Engineers*, Edited by Acar and Daniel. *Geotechnical Special Publication*, 46, 980–994.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S., 1993. *Integrated Solid Waste Management*. McGraw-Hill, Inc., New York, USA.
- Terzaghi, K., 1943. *Theoretical soil mechanics*. John Wiley, New York. (NY), USA.
- Thomas, S., Aboura, A.A., Gourc, J.-P., Gotteland, P., Billard, H., Delineau, T., Gisbert, T., Ouvry, J.F., Vuillemin, M., 1999. An in-situ waste mechanical experimentation on a French landfill. *Proceedings Sardinia 1999, 7th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy*, 445–452.
- Thomas, S., 2000. Centres de stockage de déchets – Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation). Ph.D. Thesis, University of Grenoble, France.
- Tinet, A.J., Oxarango, L., Bayard, R., Benbelkacem, H., Stoltz, G., Staub, M.J., Gourc, J.-P., 2011. Experimental and theoretical assessment of the multi-domain flow behaviour in a waste body during leachate infiltration. *Waste Management*, 31, 1797–1806.
- Turczynski, U., 1988. *Geotechnische Aspekte beim Aufbau von Mehrkomponentendeponien*. Ph.D. Thesis, Fakultät der technischen Wissenschaften, Bergakademie Freiberg, Germany.

- USEPA, 2005. First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills. EPA Report, June 2005.
- Van Genuchten, M., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society American Journal*, 3, 909–916.
- Van Impe, W.F., Squeglia, N., 1997. *Proprietà geotecniche dei rifiuti solidi urbani*. Hevelius edizioni.
- Vilar, O., Carvalho, M., 2004. Mechanical properties of municipal solid waste. *ASTM Journal of Testing and Evaluation*, 32 (6), 1–12.
- Wall, D.K., Zeiss, C., 1995. Municipal landfill biodegradation and settlement. *Journal of Environmental Engineering*, 121, 214–224.
- Wang, Q., Matsufuji, Y., Dong, L., Huang, Q., Hirano, F., Tanaka, A., 2006. Research on leachate recirculation from different types of landfills. *Waste Management*, 26, 815–824.
- Warith, M., 2002. Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste Management*, 22, 7–17.
- Warrick, A.W., 2002. *Soil Physics Companion*. CRC Press, Boca Raton.
- Watts, K.S., Charles, J.A., 1990. Settlement of recently placed domestic refuse landfills. *Proceedings Institution of Civil Engineers, Part 1* 88, 971–993.
- Watts, K.S., Charles, A., 1999. Settlement characteristics of landfill wastes. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Geotechnical Engineering*, vol. 137, 225–233.
- Watts, K.S., Fisher, A.R.J., Lewicki, R.A., 2001. A large scale instrumented test of the behaviour of newly placed domestic waste. *Proceedings Sardinia 2001, 8th International Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy*, vol. II, pp. 105–114.
- www.nationmaster.com (Environment Statistics, 2000. Municipal waste generation (most recent) by country).
- www.greenanswers.com (Green Answers, 2006. What countries produce the most trash?).
- www.gsanews.it/igiene-urbana (Giornale dei servizi ambientali, 2008).
- Yen, B.C., Scanlon, B., 1975. Sanitary landfill settlement rates. *Journal of the Geotechnical Engineering Division*, 101 (5), 475–487.
- Yuen, S.T.S., 1999. Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation: a full-scale study. Ph.D. Thesis, University of Melbourne, Australia.
- Zardava, K., Powrie, W., White, J., 2009. The determination of the moisture retention characteristics of waste materials using vertical drainage experiments. *Third International Workshop: Hydro-Physico-Mechanics of Landfills, Braunschweig, Germany*.
- Zeiss, C., 1997. A comparison of approaches to the prediction of landfill leachate generation. *Proceedings Sardinia 1997, 6th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy*, Vol. II, 13–22.
- Zekkos, D., 2005. Evaluation of static and dynamic properties of Municipal Solid Waste. Ph.D. Thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, University of California, Berkeley.
- Zhan, T.L.T., Chen, Y.M., Ling, W.A., 2008. Shear strength characterization of municipal solid waste at the Suzhou landfill, China. *Engineering Geology*, 97, 97–111.
- Zheng, B., Richards, D.J., Smallman, D.J., Beaven, R.P., 2007. Assessing MSW degradation by BMP and fibre analysis. *Proceeding of the Institution of Civil Engineers, Waste and Resource Management*, 160 (4), 133–139.
- Zornberg, J.G., Jernigan, B.L., Sanglerat, T.R., Cooley, B.H., 1999. Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125, 583–594.