



# **UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE MARCHE FACOLTÀ DI INGEGNERIA**

---

Corso di Laurea Triennale in Ingegneria Civile e Ambientale

**Processi anaerobici per trattamento sostenibile di reflui civili non diluiti:  
analisi prestazionali e prove biometanazione con biomassa granulare UASB/EGBS**

**Anaerobic processes for sustainable treatment of undiluted civil waste:  
Performance analyzes and biomethanation tests with UASB/EGBS granular biomass**

Relatore: Chiar.ma  
Prof.ssa Anna Laura Eusebi

Tesi di Laurea di:  
Federica Galli

Correlatore: Chiar.mo  
Prof. Francesco Fatone

Anno Accademico 2019-2020

# INDICE

<b>Introduzione</b> .....	.....
<b>1. Scopo della ricerca</b>	
1.1. Situazione aree rurali e edifici decentralizzati.....	.....
1.2. Soluzioni di gestione di reflui concentrati.....	.....
<b>2. Materiali</b>	
2.1. Preparazione feci e urine simulate.....	.....
<b>3. Metodi</b>	
3.1. Analisi di caratterizzazione .....	.....
3.2. Fattore di diluizione acqua di scarico .....	.....
3.3. Prova di Biometanazione BMP – test SMA .....	.....
3.4. Analisi del biogas .....	.....
<b>4. Risultati</b>	
<b>Conclusioni</b> .....	.....
<b>Bibliografia</b> .....	.....

## INTRODUZIONE

L'elaborato in esame illustra il lavoro svolto durante il periodo di tirocinio per la durata di 150 ore presso il laboratorio del Dipartimento di Scienze e Ingegneria della Materia, Ambiente e Urbanistica dell'Università Politecnica delle Marche.

Lo studio trattato in ambito di Ingegneria Sanitaria Ambientale, vuole aggiungersi ad altri trattati nel corso di laurea di Ingegneria Civile e Ambientale, riguardanti lo sfruttamento del ciclo dell'acqua domestica e urbana, in particolare dall'approvvigionamento idrico e dalla rete di distribuzione di acqua potabile, per la produzione di energia, per arrivare al trattamento dei flussi del sistema di acqua reflua domestica con produzione di biogas.

L'obiettivo dello studio riguardante i processi anaerobici per il trattamento di acque reflue prodotte da edifici o agglomerati urbani situati in zone decentralizzate, è quello di capire la fattibilità e la sostenibilità energetica dei processi studiati, al fine di rendere tali agglomerati di piccole dimensioni il più possibile autonomi ed indipendenti, dalla rete di pubblica fognatura sia dal punto di vista dei costi di realizzazione degli allacci che dal punto di vista energetico.

Il lavoro è stato attuato partendo da uno studio dello scenario letterario in riferimento a soluzioni tecnologiche adottate per il trattamento dei flussi di acque reflue domestiche e il riutilizzo delle risorse, a l'uso di semplici digestori

anaerobici per il trattamento di reflui non diluiti, alla ricerca di un substrato simulante del refluo domestico, e infine, alle produzioni specifiche di biogas di ogni tipo di substrato.

Per quanto riguarda la parte sperimentale della tesi, è stato sviluppato un simulante del refluo, adatto a fornire una materia prima coerente e ben caratterizzata, con il quale sono state eseguite prove di biometanazione in ausilio con biomassa proveniente da un impianto di trattamento di acque reflue urbane con sistema di digestione anaerobica convenzionale UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket).

La presente tesi è suddivisa in tre capitoli. Il primo offre una panoramica sulla situazione delle aree urbane decentrate, sulle proposte di gestione sperimentate da molti ricercatori, con lo scopo di capire la composizione del substrato utilizzato nella digestione anaerobica e le rispettive rese in biogas/metano, al fine di determinare il processo e le caratteristiche del refluo più performanti dal punto di vista energetico. Il secondo capitolo descrive la parte sperimentale della tesi, quindi la realizzazione del refluo simulato, la caratterizzazione fisica, l'utilizzo come substrato per la biomassa UASB nelle prove di biometanazione, e l'analisi del biogas prodotto. Il terzo ed ultimo capitolo mostra i risultati ottenuti in termini di rese energetiche, confrontati con quelli ricercati in letteratura per ogni tipo di reattore utilizzato.

## **1. SCOPO DELLA RICERCA**

### **1.1. SITUAZIONE AREE RURALI E EDIFICI DECENTRALIZZATI**

Per quanto riguarda il trattamento delle acque reflue provenienti da questi edifici decentralizzati, case sparse, rurali ecc., ci sono delle considerazioni da fare sulla tipologia di portate e carichi di massa in gioco. Le soluzioni fino ad oggi adottate circa i piccoli impianti, piccole comunità (AE < 2000), sono quelle tradizionali come fosse settiche o vasche imhoff (Figura 1.1), che da sole possono considerarsi trattamenti primari o trattamenti autonomi solo di chiarificazione e/o parziale rimozione dei solidi, in quanto non prevedono meccanismi di controllo della temperatura necessaria per la digestione anaerobica dei fanghi e non esiste un recupero energetico in termini di biogas. Inoltre, visti i tempi di corruzione praticamente nulli, la mancanza di infiltrazioni o di altri reflui, si tratta di flussi concentrati, non diluiti e quindi di una rete nera a tutti gli effetti.

In virtù dell'elevata quantità di azoto e fosforo disciolti nell'effluente finale, quest'ultimo potrebbe essere riutilizzato con finalità di ferti-irrigazione; mentre per quanto riguarda il fango concentrato estratto dalle vasche, potrebbe essere destinato alla formazione di compost (Figura 1.1). Dati questi obiettivi, l'uso del trattamento anaerobico completo offre un metodo economicamente efficace per il recupero di acque reflue domestiche e nutrienti per la produzione agricola.

Un esempio di sistema in loco comunemente usato per pretrattare l'intera acqua di scarico è un serbatoio settico seguito in alcuni casi dall'assorbimento del suolo (EPA USA, 1980).

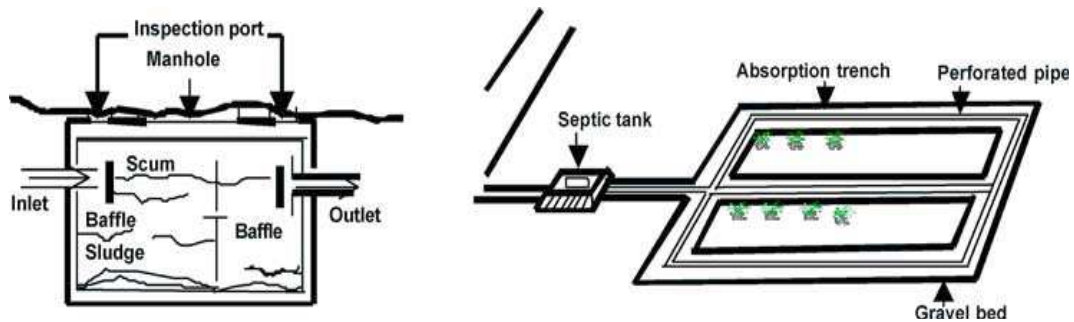


Fig. 1.1 Vasca Imhoff, assorbimento fanghi del suolo

Il concetto di risanamento e riutilizzo decentralizzato è un approccio basato sulla separazione della fonte inquinante a livello di nucleo familiare, seguita da un appropriato trattamento di ciascun flusso in sistemi decentralizzati o semi-decentralizzati, con conseguente riutilizzo di acqua e nutrienti e produzione di energia.

## 1.2. SOLUZIONI DI GESTIONE DI REFLUI CONCENTRATI

Verranno descritte in seguito le soluzioni di gestione proposte e sperimentate da molti ricercatori, con lo scopo di capire la composizione di ogni substrato utilizzato nella digestione anaerobica, e le rispettive rese in biogas, al fine di determinare il processo e le caratteristiche del refluo più performanti dal punto di vista energetico.

Ad esempio, al fine di valutare la fattibilità della co-digestione anaerobica di acque marroni (feci e urine), di seguito *brown water BW*, e rifiuti da cibo, di seguito *food waste FW or kitchen waste KW*, è stato utile osservare uno studio basato sulla separazione delle fonti, utilizzando un dispositivo installato negli scarichi dei laboratori, detto *no-mix toilet*, che separa acque gialle (*YW*) destinate alla ferti-irrigazione, dalle acque marroni (*BW*) destinate alla digestione anaerobica e quindi alla produzione di biogas. In questo modo il consumo giornaliero di acqua di risciacquo per abitante, sarà ridotto da 30 a  $5.5 \div 6$  L/ab, con un risparmio dell'80% dell'acqua di utilizzo e quindi diminuendo anche i volumi di acqua da trattare (Rajinikanth Rajagopal, 2013). Gli esperimenti in scala per la determinazione della biodegradabilità anaerobica e del potenziale biogas del substrato BW+FW, sono stati condotti utilizzando due reattori CSTR<sup>1</sup> in serie (Figura 1.2), alimentati con una velocità (OLR<sup>2</sup>) pari a  $1 \text{ gCOD}^3/\text{Ld}$ , per un tempo

---

<sup>1</sup> CSTR reattore ideale continuo a completa miscelazione.

<sup>2</sup> OLR = carico organico volumetrico, espresso come massa di substrato per volume al giorno.

di ritenzione idraulica (HRT) di 20 giorni. In termini di produzione di metano, i risultati migliori si hanno per le miscele FW+BW con un massimo di resa di  $0.54 \div 0.59 \text{ LCH}_4/\text{g VS}_{\text{alimentati}}^4$ , mentre per la sola BW  $0.26 \div 0.30 \text{ LCH}_4/\text{g VS}_{\text{alimentati}}$ .

Altri studi confermano l'importanza di avere un sistema più efficiente di raccolta separata dei flussi di acqua reflua domestica più concentrata, per le zone decentrate: acque nere e marroni e frazione solida dei rifiuti di cucina, che trattati con digestione anaerobica, permettono il riutilizzo delle risorse per l'irrigazione o la concimazione in agricoltura (Katarzyna Kujawa-Roeleveld & Grietje Zeeman, 2006).

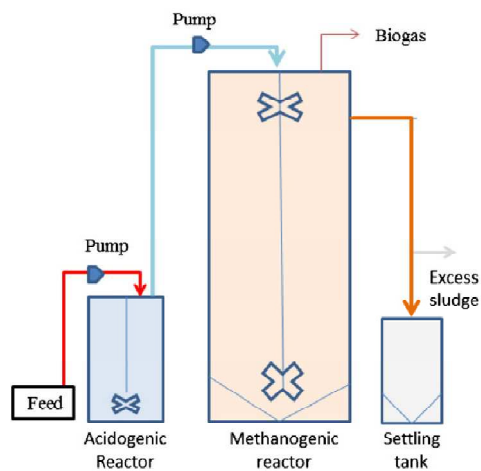


Figura 1.2 Reattori CSTR in serie (1) Acidogenico, (2) Metanogenico

<sup>3</sup> COD espresso come  $\text{mgO}_2/\text{L}$ , ovvero come ossigeno richiesto per ossidare chimicamente la sostanza organica.

<sup>4</sup> VS = contenuto in Solidi Volatili del substrato alimentato.



La più alta produzione di metano è stata raggiunta con reattore up-flow migliorato (IUSR), nel trattamento di acque nere concentrate e rifiuti di cucina, pari ad un volume prodotto per persona al giorno di 48 L/p,d con un HRT di 7 giorni (Hongliang Wang, Shikun Zhu, Bo Qu, Yu Zhang, Bin Fan, 2018). In questo studio è stata dimostrata la maggior efficienza del reattore IUSR (UASB migliorato) nel trattamento delle acque reflue concentrate basate sul concetto di servizi igienico-sanitari, rispetto ad altre tecnologie di trattamento anaerobico, registrando una conversione del COD a metano del 71%, con carico organico relativamente alto di 3.45 kgCOD/m<sup>3</sup>d e breve HRT di 8.3 giorni.

Produzioni specifiche di metano su base COD, VS, miscela in uscita e volume reattore			
Resa metano	CBW + KW HRT = 10 d	CBW + KW HRT = 8.3 d	CBW + KW HRT = 7 d
L CH <sub>4</sub> /kgCOD <sub>added</sub> , d	262	271	271
L CH <sub>4</sub> /kgVS <sub>added</sub> , d	404	419	468
L CH <sub>4</sub> /p, d	41	43	48
basato sulla miscela in uscita per persona al giorno			
L CH <sub>4</sub> /L <sub>reattore</sub> , d	0.75	0.98	1.24

Ulteriori confronti complessivi delle prestazioni per i reattori anaerobici che trattano substrati separati alla fonte, sono riportati in tabella:

Dati delle prestazioni di reattori che trattano bio-substrati separati alla fonte									
Tipo reattore	Rif.	Substrati	parametri operativi			prestazioni			
			T (°c)	HRT (d)	ORL (kgCOD/m <sup>3</sup> ,d)	rimozion e COD (%)	biogas prodotto (L/p,d)	CH <sub>4</sub> (%)	vol. reattore (m <sup>3</sup> /p)
CSTR	(Wendlan, 2006)	CBW	37	20	0.5	61	10	76	0.14
		CBW+KW	37	20	1.0	71	27	65	0.14
UASB-ST	(Kujawa-Roelevel, 2005)	CBW	25	27	0.33-0.42	78	14	66	0.2
2-fasi CSTR	(Rajagopal, 2013)	BRW+KW	33	20	1.5	68.4	0.21-0.40	-	-
CSTR	(Rajagopal, 2013)	BRW+KW	33	16	2-3	76.7	0.37-0.46	-	-
IUSR		CBW+KW	33	7	4.1	88	48/0.47	72	0.04

## **2. MATERIALI**

Nella fase sperimentale, è stata posta l'attenzione su una specifica frazione del refluo domestico prodotto, ovvero sulle acque nere (feci e urine), tralasciando la frazione organica degli scarti prodotti dalla cucina.

L'uso di vere e proprie deiezioni umane, a comporre un campione di refluo domestico, negli studi di laboratorio può creare problemi di salute e sicurezza poiché si andrebbe a lavorare con un materiale, quello fecale, patogeno e maleodorante; inoltre i campioni sono altamente variabili, a seconda della dieta, dello stile di vita dell'individuo e della posizione geografica in cui vive (Rose et al., 2015) rendendo difficile l'esecuzione di esperimenti ripetibili.

Nasce allora l'esigenza di creare un campione sintetico di materiale fecale, di seguito chiamato "simulante", che rappresenti in modo realistico, un campione di deiezione umana. In questo studio è stato sviluppato e utilizzato un simulante che pur non rappresentando pienamente il refluo effettivo, evita problemi logistici e fornisce una materia prima coerente e ben caratterizzata. Complessivamente, i risultati di molti studi dimostrano che la digestione anaerobica del simulante non diluito, è realizzabile in semplici digestori non miscelati e produce biogas.

I simulanti appropriati per feci e materiale fecale, dovrebbero essere in grado di riflettere la gamma di caratteristiche fisiche, chimiche, biologiche e termiche rilevanti per l'obiettivo di ricerca (Roni Penn et al., 2018) quali:

- caratteristiche fisiche, rappresentate dalla scala delle feci Bristol<sup>5</sup> (per simulanti di feci),
- viscosità e proprietà disidratanti,
- proprietà chimiche e biologiche tra cui COD, BOD, pH, TS, VS, composizione elementare, potenziale biogas,
- proprietà termiche, potere calorifico e contenuto di ceneri.

Questa ampia varietà di proprietà, rappresenta una sfida importante per la creazione di un sostituto sintetico universale. In effetti, un simile simulante non è stato ancora sviluppato. I simulanti trovati in letteratura, sono stati realizzati per riprodurre caratteristiche specifiche delle feci umane, a seconda degli obiettivi di ricerca, con diversi gradi di successo.

## **2.1. PREPARAZIONE FECI E URINE SIMULATE**

Nell'analisi di laboratorio è stata scelta come linea guida la composizione di base delle feci simulate in due studi (Marc A. Deshusses, 2015, Roni Penn et al., 2018). Il primo, oltre a realizzare un simulante, ha sottoposto a digestione anaerobica il campione, ottenendo una resa massima di biogas di 0.44 L/gCOD. Il secondo ha realizzato e analizzato dettagliatamente diversi campioni studiati fino a quel momento (Ward et al., 2014, Cammarota et al., 2017, Allegretti et al., 2018),

---

<sup>5</sup> Scala feci Bristol: strumento medico diagnostico, usato sia in ambito clinico che sperimentale, allo scopo di classificare le feci umane, secondo forma e consistenza, in 7 categorie distinte.

concludendo che quasi nessuno dei simulanti rappresentasse adeguatamente le proprietà chimiche e fisiche realistiche.

Sulla base di una dettagliata caratterizzazione chimica e fisica, sono state selezionate due “ricette, ritenute più adatte, per fornire una buona somiglianza con le feci umane. Le ricette consigliate sono riportate nelle tabelle che seguono:

Recommended recipes for synthetic faeces solids. Detailed instructions can be found in the appendix.

Component	Composition of solids content (wt%)	
	Yeast Extract	Baker's Yeast + Yeast Extract
Baker's yeast	0	3
Yeast extract	30	27
Microcrystalline cellulose	10	10
Psyllium husk	17.5	17.5
Miso paste	17.5	17.5
Oleic acid	20	20
NaCl	2	2
KCl	2	2
CaCl <sub>2</sub>	1	1

Fonte: Roni Penn, Barbara J. Ward, Lina Strande, Max Maurer, 2018

La prima ricetta prevede l'utilizzo di estratto di lievito, in sostituzione del comune lievito di birra, che consente di ottenere un simulante con proprietà fisiche rappresentative (viscosità e densità), proprietà chimiche (COD, TS) e che presenta una modalità di disgregazione in acqua simile a quella delle feci umane.

Chemical composition of simulated feces and simulated urine. Stages 3 and 4 refer to different phases during the experiments (see text for details).

Simulant feces		Simulant urine		
Compound	Amount (g kg <sup>-1</sup> )	Compound	Amount (g L <sup>-1</sup> )	
			Stage 3	Stage 4
Water	800	Urea	9.3	14.2
Baker's yeast (dry)	60	Creatinine	2.0	3.0
Microcrystalline cellulose	20	Ammonium citrate	1.0	2.0
Psyllium	35	NaCl	8.0	8.0
Miso paste	35	KCl	1.65	1.65
Oleic acid	40	KHSO <sub>4</sub>	0.5	0.5
NaCl	4	MgSO <sub>4</sub>	0.2	0.2
KCl	4	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	1.75	1.75
CaCl <sub>2</sub>	2	KHCO <sub>3</sub>	0.5	0.5

Fonte: Marc A. Deshusses, 2015

La seconda composizione del simulante di feci prevede invece l'utilizzo di lievito di birra, cellulosa microcristallina, psillo<sup>6</sup>, acido oleico, miso<sup>7</sup>.

Nella "ricetta" scelta (Figura 2.1), quindi sperimentata, sono stati utilizzati comune lievito di birra, olio d'oliva in sostituzione dell'acido oleico (causa scarsa reperibilità), sale da cucina, Sali di calcio e di magnesio presenti in laboratorio, cellulosa (proveniente da un impianto di trattamento), psillo e miso acquistati esternamente. E' stato preparato un campione da 100g, senza utilizzare acqua di miscela nella preparazione dell'impasto (Configurazione Ø).

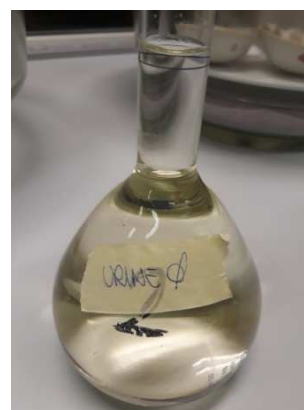
<sup>6</sup> Fibra vegetale dalla struttura mucillaginosa, che a contatto con l'acqua si espande aumentando il proprio peso, il che lo rende un perfetto addensante e legante naturale.

<sup>7</sup> Condimento estratto dalla fermentazione di soia gialla, ricco di enzimi digestivi.

Ricetta feci (Configurazione Ø)	
Ingredienti	Quantità (g)
Acqua	0
Lievito di birra	30
Cellulosa	10
Microcristallina	
Psillo	18
Olio d'oliva	20
Miso	18
NaCl	2
MgCl <sub>2</sub>	2
CaCl <sub>2</sub> ·H <sub>2</sub> O	1

Ricetta urine	
Ingredienti	Quantità (g/L)
NaCl	3.6
KCl	3.4
KHCO <sub>3</sub>	1.1
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2.3
NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	6.2
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	19.2



*Figura 2.1 Campione feci e urine*

Tutti i componenti della miscela da 100 g in totale, sono stati triturati, pesati con bilancia di precisione e uniti a formare un unico composto, come da procedura di già sperimentata da Roni Penn et al. (2018) che si esplica nelle seguenti fasi:

- 1) Mescolare le parti secche quali lievito, psillo, cellulosa, tutti i sali, in un becher;
- 2) Aggiungere olio d'oliva e miso, mescolando fino all'omogeneizzazione;
- 3) Coprire il becher e lasciare a temperatura ambiente per 1 ora, in modo che lo psillio gelifichi rendendo la miscela pastosa e densa.

Nella realizzazione della configurazione zero non è stata aggiunta acqua di miscela, per cui il composto finale si è presentato eterogeneo (Figura 2.1).



### 3. METODI

#### 3.1. ANALISI DI CARATTERIZZAZIONE

Tale composto è stato caratterizzato in termini di solidi totali (TS%, TVS/TS%) e contenuto di sostanza organica (COD). Inoltre è stata misurata la concentrazione totale di solidi sospesi (non solubili) del fango UASB, che sarà utilizzato per la prova di biometanazione in seguito.

- **Solidi Totali (TS)**

Per quanto riguarda l'analisi del TS%<sup>8</sup> sono stati utilizzati due metodi di misura:

A. Con la bilancia di precisione sono stati pesati dapprima la tara del crogiolo e a seguire il lordo, ovvero dato dalla somma di crogiolo e feci. Il lordo così ottenuto è stato poi inserito nella stufa ad una temperatura di 105°C per 24 ore. Infine è stato fatto raffreddare nell'essiccatore, così da poter determinare il peso lordo post essiccamento:

$$TS\% = \frac{(\text{lordo}_{105^{\circ}\text{C}} - \text{tara})}{(\text{lordo} - \text{tara})} \cdot 100 = 84.52\%$$

B. Con la termobilancia di precisione a lampada alogena, è stata effettuata la misura diretta del TS%, in quanto tale strumento scalda il materiale al suo interno, senza la necessità di spostarlo e inserirlo nella stufa. È stata pesata la tara del crogiolo, memorizzata dallo strumento, e impostata la temperatura, l'umidità e

---

<sup>8</sup> Solidi Totali sono tutte le sostanze solide disciolte e in sospensione

altri parametri di misura. Trascorsi 30 minuti, sono stati forniti direttamente TS%, peso secco, rapporto percentuale peso umido/secco;

$$TS\% = 84.77\%$$

Di entrambi i campioni è stata effettuata anche la misura dei solidi volatili totali (TVS), inserendoli nel forno a muffola ad una temperatura di 550°C e successivamente pesando il lordo post raffreddamento:

$$\frac{TVS}{TS} \% = \frac{(\text{lordo}_{105^{\circ}\text{C}} - \text{lordo}_{550^{\circ}\text{C}})}{(\text{lordo}_{105^{\circ}\text{C}} - \text{tara})} \times 100$$

	<b>TS FECl</b>					
<b>TS% termobilancia</b>	<b>tara (g)</b>	<b>lordo</b>	<b>105</b>	<b>550</b>	<b>TS%</b>	<b>TVS/TS%</b>
<b>84,77%</b>	12,9200	18,9070	17,9800	13,56250	84,52	87,30
	66,2924	76,1020	74,1593	67,4520	80,20	85,26

- **Solidi Sospesi del fango UASB**

Il test MLSS misura la concentrazione totale di solidi sospesi (non solubili) del mixed liquor presente nella vasca di aerazione di un impianto a sistema a fanghi attivi. I dati MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids) sono fondamentali per determinare il comportamento operativo e l'inventario dei solidi del sistema. Per testare i solidi sospesi del mixed liquor (MLSS) un campione ben miscelato, deve essere passato attraverso un filtro in fibra di vetro standard che prima di essere utilizzato viene pesato, messo in stufa a 105°C e lasciato nell'essiccatore, per evitare che prenda umidità dall'ambiente circostante.

Sono necessari una beuta e un imbuto di ceramica specifico, nel quale viene inserito il filtro, così come mostrato nell'immagine. Per velocizzare l'operazione di filtrazione del fango, si può creare un sottovuoto



collegando con un tubo l'apertura del collo della beuta ed un compressore.

Il residuo lasciato sul filtro viene essiccato ad una temperatura compresa tra 103°C e 105°C. L'aumento di peso del filtro rappresenta i solidi sospesi totali del campione. Valori elevati di solidi sospesi del mixed liquor (MLSS) negli effluenti sono spesso correlati alla generazione eccessiva di solidi a causa di un aumento del carico di BOD (domanda biochimica di ossigeno) o possono indicare problemi con la biomassa come carenza di nutrienti o fanghi voluminosi. Valori MLSS elevati possono anche essere attribuiti a flussi elevati o tempi di assestamento insufficienti.

Dopo aver determinato il valore dei solidi sospesi del fango, è possibile eseguire su questo un ulteriore test per determinare la concentrazione dei solidi sospesi volatili (MLVSS). Lo stesso filtro utilizzato nel test precedente (MLSS) viene questa volta piegato, posto nel crogiolo e inserito nel forno a muffola a 550°C.

Il peso perso rappresenta i solidi volatili nel campione.

<b>MLSS</b>							
tara (g)	lordo 105 (g)	ml	MLSS mg/l	TARA CROGIOLO (g)	lordo 550 (g)	MLVSS, mg/l	MLVSS/MLSS
1,0056	2,4311	100,0000	14255,00	108,7262	109,2287	14254,99	1,00
<b>TS fango UASB</b>							
tara (g)	lordo	105	550	TS%	TVS/TS%	TS% termobilancia	
13,2260	21,7030	15,2170	13,2675	23,49	97,92	23,68%	
47,3589	79,2433	47,8290	47,5249	1,47	64,69		

- **Analisi COD**

L'analisi del contenuto di sostanza organica, consiste nella determinazione del COD, basato sull'ossidazione chimica delle sostanze carboniose, espresso come  $\text{mgO}_2/\text{L}$ , ovvero come ossigeno richiesto per ossidare chimicamente la sostanza organica.

È stata seguita una procedura standard su una soluzione a concentrazione 1g/L, cioè 1 g di feci simulate con acqua deionizzata fino ad ottenere 1L, osservando in particolare che il bordo inferiore del menisco liquido sia arrivato sulla tacca da 1L del contenitore. Quindi è stata eseguita l'analisi in triplice copia, ovvero preparando tre campioni della stessa soluzione al fine di poter calcolare una media dei valori di COD ottenuti. In pratica sono stati preparati tre differenti dosaggi (10mL, 5mL, 2mL) non essendo noto il range più probabile di risposta dell'analisi su questo tipo di campione.

A questi tre campioni di soluzione si aggiungono altri ingredienti secondo un ordine ben preciso:

1) *argento solfato*: (1 puntina) catalizzatore

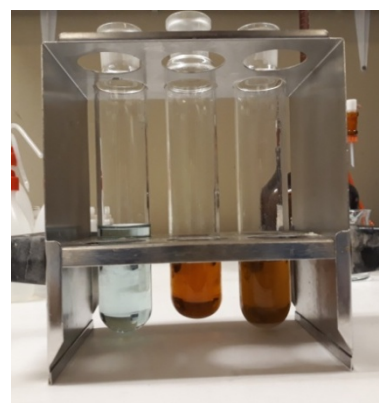
2) *mercurio solfato*: (1/4 di spatola)

3) *bicromato di potassio 0.1N*: (10mL)

Il bicromato di potassio ha la funzione di ossidare la materia organica, quindi per determinare il COD è necessario quantificare il bicromato rimasto in eccesso. Si esegue pertanto la titolazione con agente riducente (ferroso) che a contatto con il bicromato in eccesso, lo consuma raggiungendo così il punto di equivalenza, ovvero la quantità di solfato d'ammonio ferroso aggiunto si eguaglia alla quantità di dicromato in eccesso.

4) *acido solforico*: (25 mL).

Le boccette vengono chiuse con apposito tappo “condensatore” e viene avviato il digestore alla temperatura di 150°C per 2 ore.



Al termine della digestione, si procede con la titolazione. Prima di iniziare con questa fase vengono aggiunte ad ogni campione tre gocce di *ferroina* in modo da ottenere un cambio di colore rapido ed evidente, quale indicatore fondamentale

per la titolazione. Si procede quindi aggiungendo nel campione *solfato ferroso ammonico 0.05N* che goccia dopo goccia permette di osservare un cambio di colorazione, dal verde al blu fino al rosso.

Al primo segnale di cambiamento di colore verso il rosso, si interrompe il flusso di solfato e si segna il volume introdotto fino a quel momento (es. 10.4 mL di solfato). Si procede introducendo tre gocce per volta, osservando se il colore rosso si intensifica e segnando il volume (es. 10.6 mL); se così non fosse allora il volume per la titolazione resta quello segnato precedentemente. La titolazione si ripete così per tutti i campioni.

Il calcolo effettuato per ciascun campione è il seguente:

$$\frac{(V_{bianco} - V_{Fe^{++}}) \cdot N_{Fe^{++}} \cdot 8 \cdot 1000}{V_{campione}} = \frac{mg}{L} O_2 \equiv COD$$

dove

$V_{bianco}$  = volume utilizzato per la titolazione del *bianco* cioè di una soluzione di acqua deionizzata;

$V_{Fe^{++}}$  = volume utilizzato per la titolazione dell'agente riducente cioè solfato ferroso ammonico;

$N_{Fe^{++}}$  = normalità del solfato ferroso  $\approx 0.05N$

8 = fattore di conversione (massa equivalente del  $O_2 = 8 \text{ g/eq}$ )

1000 = fattore di conversione unità

### 3.2. FATTORE DI DILUIZIONE ACQUA DI SCARICO

La gestione decentralizzata di depurazione ha il potenziale per convertire il substrato che si sta trattando (feci e urine umane), in prodotti finali sicuri ai fini agricoli. Per eseguirla è necessario capire la quantità o i volumi da trattare.

La quantità di feci e urina prodotti quotidianamente dagli individui, varia considerevolmente in base al consumo d'acqua, al clima della zona, alla dieta e allo stile di vita seguito. Una quantità per persona al giorno di 350÷400 g/p,d è considerata una media ragionevole. Allo stesso modo, il volume delle urine prodotto ogni giorno varia tra 0.6÷1.1 L/p,d (Marc A. Deshusses, 2015).

Inoltre sono da tenere in considerazione per la diluizione del refluo anche i volumi di acqua di scarico poiché, come emerso in altri studi, la loro presenza determina un calo della resa in biogas (Meher, 1994). In particolare sono stati presi in considerazione i seguenti valori:

rif.	parametro	unità	feci	urine
	volume	L/p,d	0,07-0,17	1,25-1,5
Kujawa-Roeleveld, 2003	massa dry	g <sub>dry</sub> /p,d	30	20-60
	COD	g/p,d	45,7-54,5	10-12
	N	g/p,d	1,5-2	7-11
rif.	tipo di toilet	unità	volume totale	
	convenzionale		36-72	
Kujawa-Roeleveld, 2003	convenzionale basso flusso (doppio tasto)	L/p,d	14	
	deviazione urina		5-7	
	flusso molto basso a gravità		3-6	

I parametri di riferimento di produzione giornaliera feci e urine scelti per l'analisi sono:

- $0.12 \frac{\text{L}}{\text{p,d}}$  volume feci =  $0.12 \frac{\text{kg}}{\text{L,p}}$
- $1.38 \frac{\text{L}}{\text{p,d}}$  volume urine

Per quanto riguarda il fattore di diluizione, è stata considerata una condizione intermedia tra tipologia di risciacquo tradizionale e convenzionale a basso flusso:

- $20 \frac{\text{L}}{\text{p,d}}$  volume totale acqua di scarico

Il fattore diluizione da sciacquone quindi sarà dato dalla proporzione:

$$\frac{0.12 \text{ kg p,d}}{20 \text{ L,p}} \frac{\text{L}}{\text{L}} = \frac{1 \text{ kg}}{x \text{ L}} \rightarrow x\text{L} = \frac{20}{0.12} \frac{\text{L}}{\text{p,d}} 1\text{kg} \frac{\text{L,p}}{\text{kg}} = 166.7 \frac{\text{L}}{\text{d}}$$
$$\rightarrow 1 \text{ kg}/167 \text{ L} \rightarrow 1\text{g}/167\text{mL}$$

La considerazione da fare riguarda il substrato da alimentare (COD) alla biomassa del fango UASB che a questo punto risulterà diluito dall'acqua di scarico.



### **3.3. PROVA DI BIOMETANAZIONE BMP – TEST SMA**

I test BMP forniscono informazioni significative sulla biometanazione di substrati specifici e forniscono risultati sperimentali essenziali per calibrare e convalidare modelli matematici. Il test BMP viene eseguito in condizioni anaerobiche, utilizzando popolazioni di batteri. I test BMP sono estremamente utili per determinare la quantità di biometano ottenibile da diversi substrati e in diverse condizioni operative, nonché la biodegradabilità del substrato studiato e la velocità di biometanazione. Il BMP in modalità *batch* è il modo più comune per valutare la biodegradabilità anaerobica dei rifiuti solidi, le rese e le velocità di produzione di metano.

Lo scopo della prova è quello di valutare la quantità massima di metano producibile per il definito substrato alimentato, dato dal fango misto, alle condizioni ottimali di processo di 35°C (bagno termostatico).

L'analisi di biometanazione viene effettuata attraverso il test SMA (Specific Methanogenic Activity) che consente di valutare la massima produzione specifica dei batteri metanogeni acetoclasti. L'attività metanogena specifica (SMA) determina la capacità di produzione di metano del fango per uno specifico substrato. Lo SMA risulta di grande importanza per la determinazione del corretto tasso di carico organico iniziale e per segnalare un'inibizione o un accumulo di materia organica lentamente degradabile o addirittura non biodegradabile dagli agenti.

Si riportano di seguito alcuni rapporti matematici, utili per alcune considerazioni successive:

$$\bullet \quad \frac{F}{M} = \frac{\text{substrato}}{\text{microrganismi}} \rightarrow \frac{S_0}{\text{HRT} \cdot X} = \frac{S_0 \cdot Q}{V \cdot X}$$

dove

$Q_{in}$  = portata influente

$S_0$  = concentrazione iniziale del substrato

$V$  = volume reattore

$X$  = concentrazione biomassa nel reattore

$U$  = velocità specifica di utilizzazione del substrato

$E\%$  = efficienza di rimozione del substrato

$$\bullet \quad U = \frac{(S_0 - S) \cdot Q}{V \cdot X} \rightarrow U = \left( \frac{F}{M} \right) \cdot E\%$$

OLR = CARICO ORGANICO VOLUMETRICO in termini di substrato

$$\bullet \quad \text{OLR} = \frac{Q \cdot S}{V} \quad \left[ \frac{\text{kg}_{\text{sub}}}{\text{m}^3 \text{d}} \right]$$

SGP = PRODUZIONE SPECIFICA di BIOGAS

$$\bullet \quad \text{SGP} = \frac{Q_{\text{biogas}}}{Q \cdot S} \quad \left[ \frac{\text{m}^3 \text{ biogas}}{\text{kg}_{\text{substrato alim}}} \right]$$

GPR = VELOCITA' di PRODUZIONE di BIOGAS

$$\bullet \quad \text{GPR} = \frac{Q_{\text{biogas}}}{V} \quad \left[ \frac{\text{m}^3 \text{ biogas}}{\text{m}^3 \text{d}} \right]$$

Per svolgere il test SMA è stata preparata una soluzione di oligoelementi da dosare nell'allestimento della prova sperimentale del reattore.

SMA TEST	specific methanogenic activity	
soluzione buffer A pm	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> 3H <sub>2</sub> O	0,2 M 228,2 g/mol 45,64 g/L
soluzione buffer B pm	NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> 2H <sub>2</sub> O	0,2 M 156 g/mol 31,2 g/L
macronutrient	NH <sub>4</sub> Cl	g
	CaCl <sub>2</sub> 2H <sub>2</sub> O	g
	CaCl <sub>2</sub> 92%	g
	MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O	g
	MgSO <sub>4</sub>	g

Questi andranno dosati e aggiunti al fango UASB, ossia la biomassa proveniente dall'impianto di depurazione, e al substrato alimentato, costituito dalla soluzione di feci preparata precedentemente. Il substrato alimentato, a diverse concentrazioni (OLR = 1; ORL =3) viene confrontato con un substrato diverso, costituito da acetato, sottoposto alla medesima prova del substrato in esame.

Del campione di feci, è stato analizzato il COD di una soluzione 1 g di feci in 1 L d'acqua ottenuta con una diluizione del campione feci secondo il rapporto 1:1000.

Il COD analizzato è pari a:

$$\text{COD}_{\text{misurato}} = 1364.16 \frac{\text{mgO}_2}{\text{L}}$$

Il COD reale è pari a quello misurato considerando la diluizione:

$$\text{COD}_{\text{reale}} = 1364.16 \times 1000 = 1364160 \frac{\text{mgO}_2}{\text{L}} = \frac{\text{mg}}{\text{g}}$$

Nella preparazione dei beacher da inserire nel reattore BMP, non viene dosato il campione di feci tal quale, poiché risulta eterogeneo data la sua composizione, ma viene miscelato con acqua demineralizzata per creare una “pasta” più omogenea e lavorabile, di seguito denominata *Configurazione Ø*. È stata dunque applicata una diluizione secondo il rapporto 1:10 cioè diluendo 1 g di feci in 10 mL di acqua distillata. In termini di volume (1 g feci = 1 mL feci) abbiamo così 1 mL di feci in 9 mL di acqua.

I dati considerati per la *Configurazione Ø* sono:

	COD soluz 1 litro	COD 1grammo feci	COD di 1 gr/10ml	(dosato)
FECI	1364,16	1364160	136416	

Poiché l’analisi viene effettuata in termini di volume, si calcolano mL di substrato da dosare, facendo convergere le equazioni:

- $\text{mL feci}_{\text{substr.dosare}} = \frac{\text{OLR} \cdot L_{\text{prova}}}{\text{COD}_{\text{dosato}}}$
- $L_{\text{prova}} = \text{mL}_{\text{fangio UASB}} + \text{mL}_{\text{sol.A}} + \text{mL}_{\text{sol.B}} + \text{mL}_{\text{MACRONUTR.}}$

Si ottiene:

$$L_{\text{prova}} = \frac{\text{mL feci} \left( \frac{1\text{L}}{1000\text{mL}} \right) 136416 \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{1000 \frac{\text{mg}}{\text{L}}} = 0.205 \text{ L} = 205 \text{ mL}_{\text{prova}}$$

$$\text{mL fango}_{\text{dosare}} = \text{mL}_{\text{prova}} - \text{mL}_{\text{elementi}} = 197.6 \text{ mL fango per OLR}=1$$

$$\text{mL fango}_{\text{dosare}} = \text{mL}_{\text{prova}} - \text{mL}_{\text{elementi}} = 183 \text{ mL fango per OLR}=3$$

I dati considerati per la *Configurazione Campione Diluito*<sup>9</sup>:

	COD soluz 1 litro	COD 1grammo feci	COD di 1 gr/10ml	1 gr/10ml
FECI	1364,16	1364160	8183	

Con il nuovo COD le equazioni utilizzate sono le stesse viste in precedenza.

Riassumendo, nel reattore ci sono quattro beacher costituiti da:

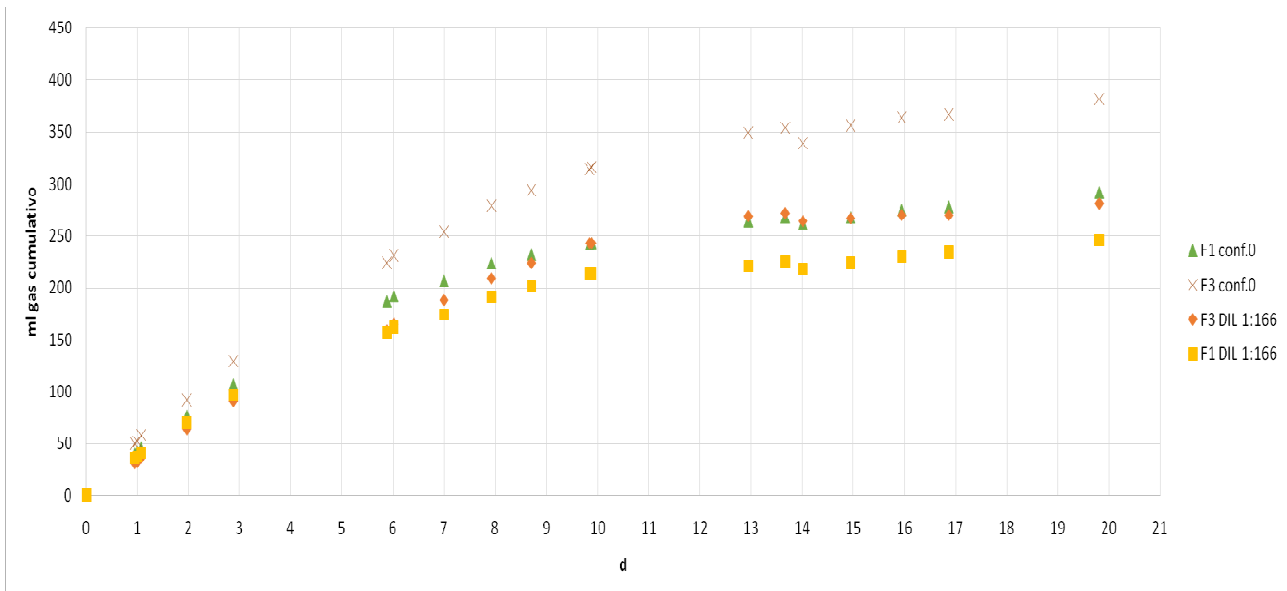
FECI	Soluzione A (mL)	Soluzione B (mL)	Macronutrienti (mL)	Fango UASB (mL)	Substrato alimentato (mL)
<b>OLR=1 (F1Ø)</b>	3.1	2.0	0.6	197	1.5
<b>OLR=3 (F3Ø)</b>	9.4	6.0	1.8	183	4.5
<b>OLR=1 (F1DIL)</b>	3.1	2.0	0.6	174	25
<b>OLR=3 (F3DIL)</b>	9.4	6.0	1.8	112	75

<sup>9</sup> COD diluito ottenuto dividendo il COD reale per il fattore di diluizione pari a 166.6

Ognuno di questi beacher, viene messo in bagno termostatico in una soluzione al 10% di acido solforico a 35°C nella macchina di prova SMA. Vengono poi chiusi e collegati, mediante tubicini flessibili in gomma, a dei cilindri graduati che scenderanno di livello all'aumentare del gas prodotto nel beacher.



Durante il periodo di prova e con una cadenza giornaliera è stata effettuata la lettura del volume prodotto e prelevato un campione di 10 mL di biogas per l'analisi di caratterizzazione del gas stesso. I risultati prodotti sono sintetizzati nel grafico che segue.



Si possono osservare tre intervalli nella curva di crescita della produzione di biogas: una prima fase di crescita rapida, una seconda di crescita lenta e una terza fase più stazionaria (plateau). La suddivisione di tali intervalli corrisponde ai periodi in cui non sono state effettuate le letture del volume prodotto di biogas.

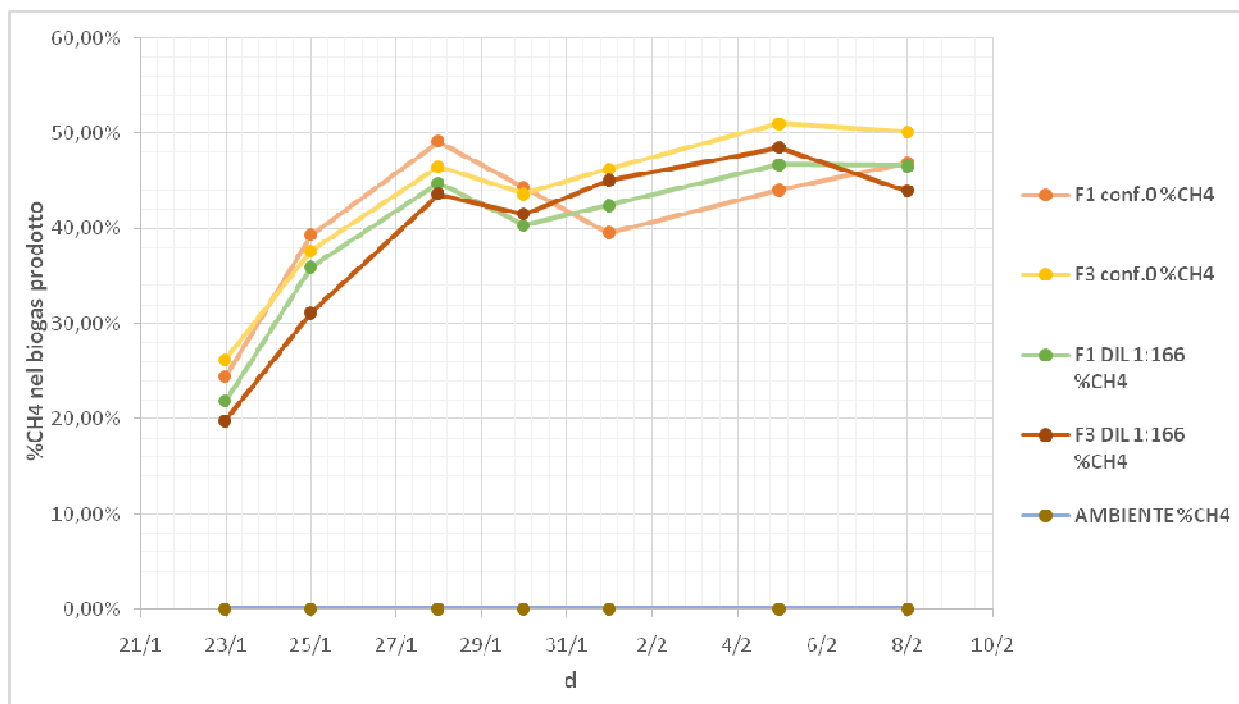
### **3.4. ANALISI DEL BIOGAS**

Lo strumento di misura utilizzato si chiama “Briel”. Questo sfrutta la spettroscopia fotoacustica a infrarossi per riconoscere i composti chimici di cui il gas è formato. La tecnica utilizzata dallo strumento è fondamentale per una precisione ed affidabilità più che sufficienti per gli scopi prefissati. Lo strumento presenta una buona sensibilità ( $10^{-3}$  ppm) e diversi ordini di grandezza. Il “Briel” è un analizzatore di gas quantitativo. È uno strumento portatile ideale per monitoraggi a breve termine di campioni di aria aspirati nell’ambiente circostante, tramite delle tubazioni in teflon.

Per ogni campione sono state eseguite tre letture, in questo caso di metano e anidride carbonica presenti nel biogas, espresse in parti per milione (ppm) e ottenendo così la percentuale del valor medio del composto chimico del campione considerato.

Di seguito si riportano le percentuali ricavate dalle analisi del biogas.

test BRUEL	F1 conf.0		F3 conf.0		F1 DIL 1:166		F3 DIL 1:166		AMBIENTE	
	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>
23/01/2019	12,06%	24,41%	15,81%	26,19%	13,70%	21,83%	13,02%	19,77%	0,06%	0,01%
25/01/2019	13,00%	39,26%	16,40%	37,59%	12,48%	35,92%	14,12%	31,12%	0,05%	0,01%
28/01/2019	17,37%	49,09%	19,07%	46,44%	14,82%	44,78%	18,47%	43,56%	0,05%	0,01%
30/01/2019	15,86%	44,32%	15,99%	43,58%	14,00%	40,29%	14,60%	41,51%	0,05%	0,01%
01/02/2019	15,34%	39,50%	17,18%	46,17%	14,17%	42,37%	15,62%	45,02%	0,05%	0,01%
05/02/2019	15,73%	44,03%	16,28%	50,98%	13,63%	46,70%	14,99%	48,48%	0,16%	0,01%
08/02/2019	18,06%	46,90%	16,77%	50,14%	13,67%	46,56%	12,69%	43,94%	0,05%	0,01%





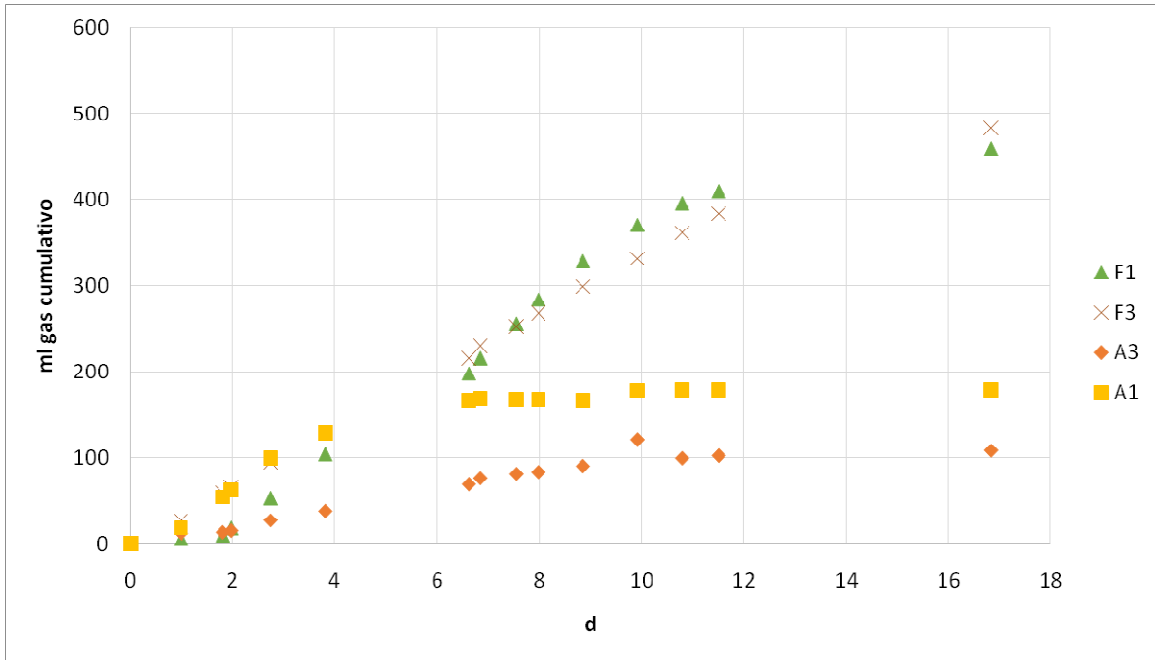
Le analisi di caratterizzazione del biogas prodotto eseguite al Bruel, fanno riferimento ad un giorno ben preciso, quello effettivo della misurazione. Pertanto al fine di poter fare delle considerazioni sul trend di produzione specifica di gas metano, è stata associata a quest'ultimo la percentuale %CH<sub>4</sub>. Nello specifico non è stata calcolata la media complessiva di tutto il periodo di osservazione, bensì è stata applicata la percentuale %CH<sub>4</sub> al volume di biogas prodotto nel giorno di analisi effettiva, mentre per i giorni in cui non è stata eseguita l'analisi del gas, è stata applicata la percentuale %CH<sub>4</sub> al volume di biogas prodotto nei giorni precedenti o successivi alla lettura. In questo modo è stato seguito un criterio logico e coerente con l'andamento di produzione determinando così il trend di gas metano effettivamente prodotto.

#### 4. RISULTATI

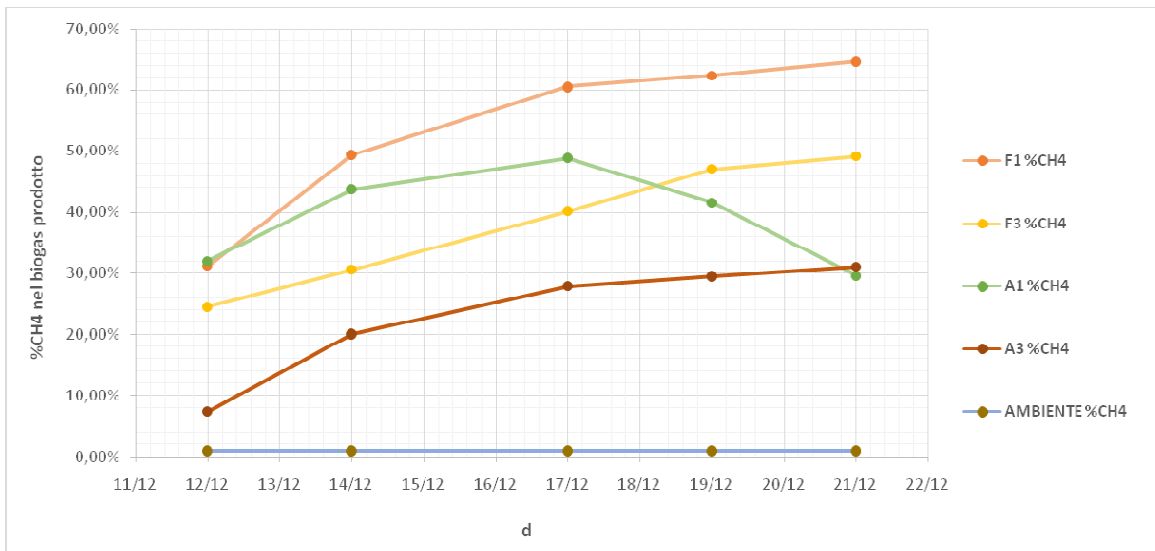
Le analisi riportate precedentemente, sono state ripetute su campioni differenti, al fine di confrontare i dati raccolti in letteratura, sia in termini di composizione del substrato feci e urine simulate, sia per quanto riguarda la resa di biogas che questi producono in un semplice digestore anaerobico non miscelato.

periodo	campione	
<i>prova 1</i> (dal 10-12 al 27-12)	ricetta refluo (lievito di birra) e acetato	F1
		F3
		A1
		A3
<i>prova 2</i> (dal 22-01 al 11-02)	ricetta refluo (estratto di lievito)+acqua scarico	F1
		F3
		F1 DIL
		F3 DIL
<i>prova 3</i> (dal 11-03)	ricetta feci (estratto di lievito)+ urine miscelate 1:11	F+U

La prima prova è stata eseguita realizzando due campioni con la ricetta esposta in precedenza, utilizzando comune lievito di birra. La concentrazione di COD nei dosaggi, ovvero il carico organico del substrato, fa riferimento a quello effettivamente misurato. I campioni di feci a diverse concentrazioni, OLR=1 e OLR=3, sono stati confrontati con campioni di acetato alle stesse concentrazioni. I risultati prodotti dalla prova BMP e le analisi del biogas, sono sintetizzati nei grafici che seguono.



test BRUEL	F1		F3		A1		A3		AMBIENTE	
data analisi	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>
12/12/2018	6,04%	31,16%	16,73%	24,54%	7,39%	31,96%	12,62%	7,38%	5,54%	0,87%
14/12/2018	5,71%	49,35%	21,48%	30,59%	6,71%	43,75%	12,57%	20,03%	5,32%	0,92%
17/12/2018	5,54%	60,47%	21,74%	40,17%	6,64%	48,78%	13,72%	27,84%	5,90%	0,87%
19/12/2018	6,15%	62,36%	22,65%	47,01%	10,03%	41,51%	15,50%	29,44%	6,28%	0,89%
21/12/2018	5,52%	64,56%	21,21%	49,09%	27,77%	29,56%	13,99%	30,98%	5,47%	0,88%



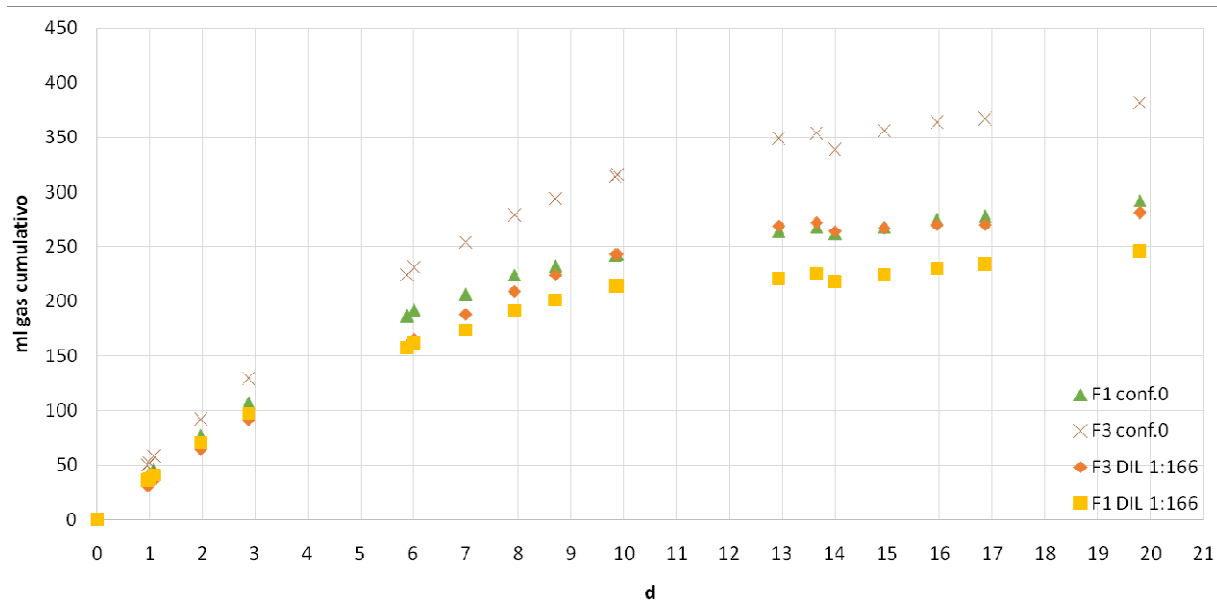
Si può osservare che trascorsi 18 giorni, i campioni di acetato sono arrivati a plateau, mentre i campioni di feci sono ancora nella fase di crescita. Questa netta differenza del trend di produzione è dovuta al dosaggio di COD del substrato, per cui non può essere confrontato con i campioni di acetato. Di conseguenza viene tenuta in considerazione solo la fase di crescita, i cui risultati e rapporti quantitativi, vengono riportati nella tabella seguente.

<i>fase di crescita</i>										
mL cumulativi	mL	L	m <sup>3</sup>	gCOD	kgCOD	m <sup>3</sup> /kgCOD	L/kgCOD	g MLVSS	L/gMLVSS	
<b>CH<sub>4</sub> F1</b>	264,7	0,265	0,0003	179,4248	0,1794	0,001	1,5	1,78	0,15	
<b>CH<sub>4</sub> F3</b>	188,5	0,188	0,0002	538,2744	0,5383	0,000	0,4	1,78	0,11	
<b>CH<sub>4</sub> A1</b>	82,4	0,082	0,0001	176,32	0,1763	0,000	0,5	1,38	0,06	
<b>CH<sub>4</sub> A3</b>	35,6	0,036	0,0000	528,95	0,5289	0,000	0,1	1,16	0,03	

Un campione nuovo di feci è stato preparato nell'allestimento della seconda prova di biometanazione, utilizzando estratto di lievito nella sua composizione in sostituzione del lievito di birra. Inoltre è stato applicato a due campioni su quattro il fattore di diluizione dovuto all'acqua di scarico.

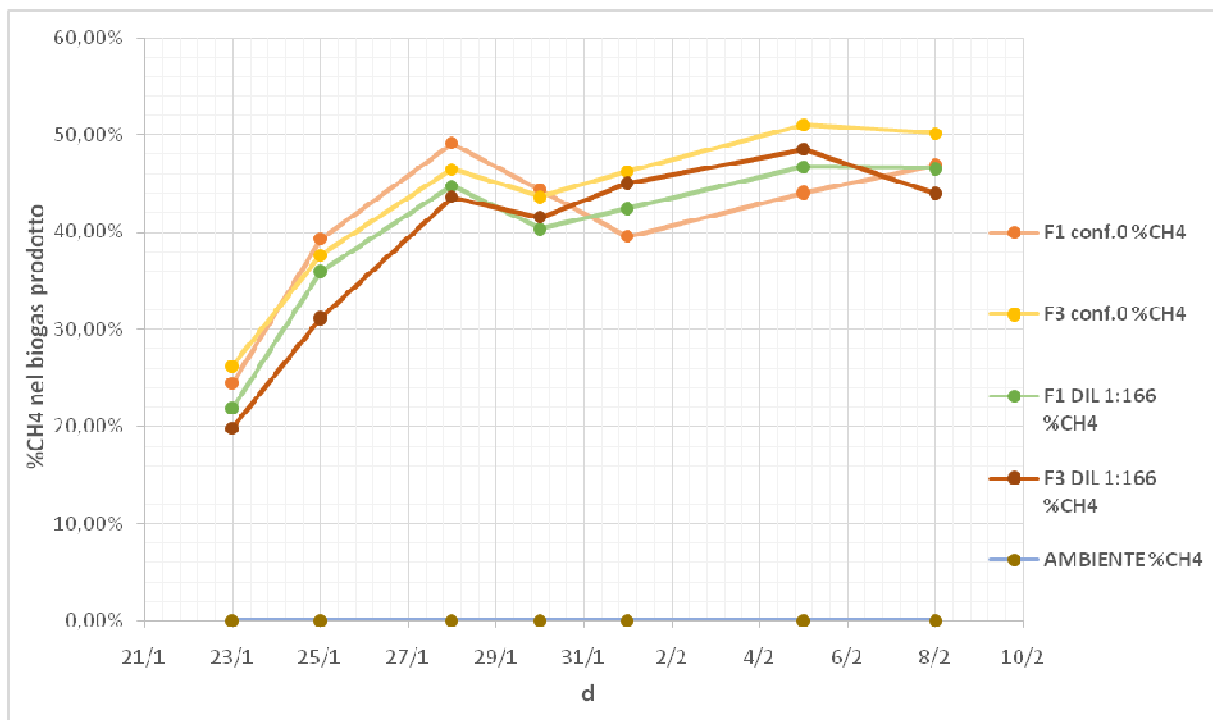
<b>campione 0</b>			<b>campione diluito</b>		
OLR mg/Ld	1000	3000	OLR mg/Ld	1000	3000
mL sol feci	1,5	4,5	mL sol feci	25	75
COD sol feci (mg/L dosato)	136416	136416	COD sol feci (mg/L dosato)	8183	8183
mL tot	205	205	mL tot	205	205
mL fango	197,4	182,9	mL fango	173,9	112,4
F (mgCOD/L)	1000	3000	F (mgCOD/L)	1000	3000
M (mgMLVSS/L)	13751,36	12744,09	M (mgMLVSS/L)	12113,9	7831,7
F/M (kgCOD/kgMLVSS)	0,073	0,235	F/M (kgCOD/kgMLVSS)	0,083	0,383

I risultati della prova BMP e le analisi del biogas, sono sintetizzati nei grafici che seguono.



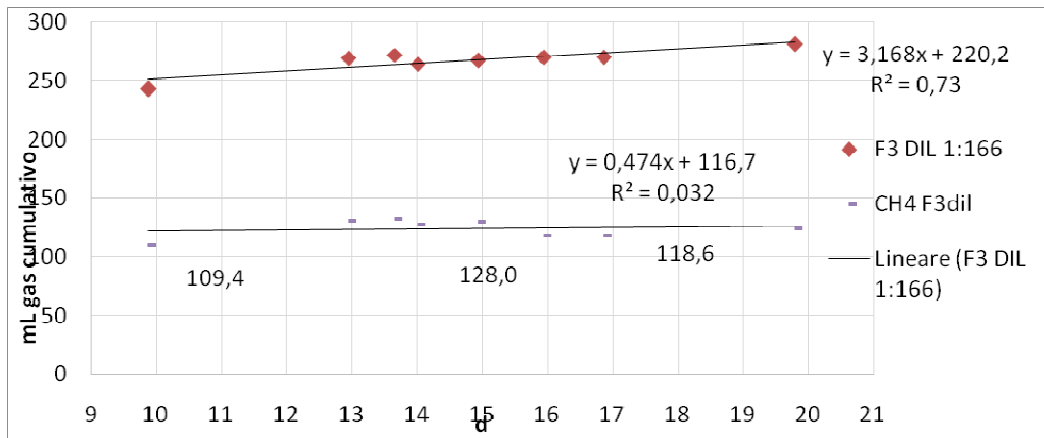
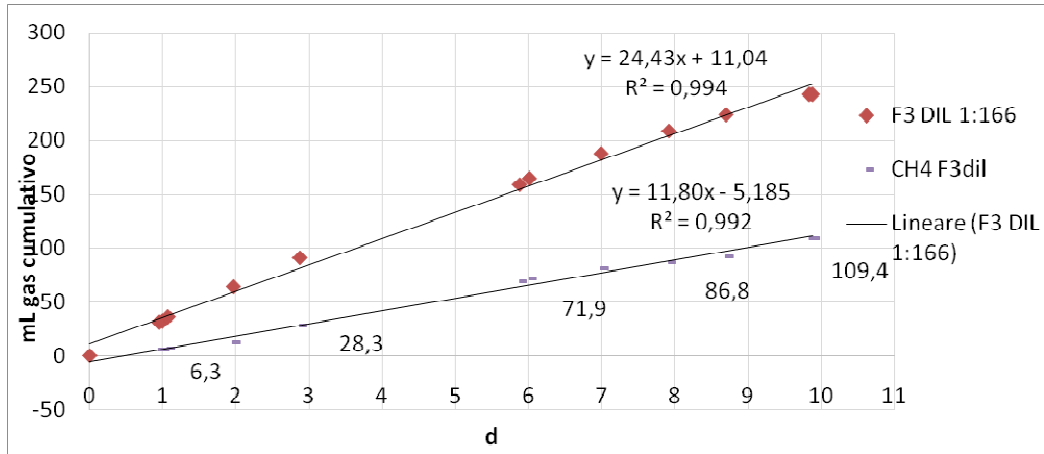
test BRUEL	F1 conf.0		F3 conf.0		F1 DIL 1:166		F3 DIL 1:166		AMBIENTE	
data analisi	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>	%CO <sub>2</sub>	%CH <sub>4</sub>
23/01/2019	12,06%	24,41%	15,81%	26,19%	13,70%	21,83%	13,02%	19,77%	0,06%	0,01%
25/01/2019	13,00%	39,26%	16,40%	37,59%	12,48%	35,92%	14,12%	31,12%	0,05%	0,01%
28/01/2019	17,37%	49,09%	19,07%	46,44%	14,82%	44,78%	18,47%	43,56%	0,05%	0,01%
30/01/2019	15,86%	44,32%	15,99%	43,58%	14,00%	40,29%	14,60%	41,51%	0,05%	0,01%
01/02/2019	15,34%	39,50%	17,18%	46,17%	14,17%	42,37%	15,62%	45,02%	0,05%	0,01%
05/02/2019	15,73%	44,03%	16,28%	50,98%	13,63%	46,70%	14,99%	48,48%	0,16%	0,01%
08/02/2019	18,06%	46,90%	16,77%	50,14%	13,67%	46,56%	12,69%	43,94%	0,05%	0,01%

In questa seconda prova si osserva che la fase stazionaria è stata raggiunta dopo 20 giorni e che l'andamento dei campioni nel trend di produzione di biogas risulta simile, in particolare i campioni F1Ø e F3DIL.



Le considerazioni circa le rese di metano sono state fatte specificatamente alla fase di crescita relativa al volume cumulativo di biogas prodotto rispetto al periodo di tempo considerato e alla fase stazionaria. Osservando le linee di tendenza di ciascun campione, viene ricavata la pendenza dall'equazione della retta (coefficiente angolare) ovvero mL/d di gas cumulativo.

Segue solo un esempio di linea di tendenza per i due intervalli di tempo considerati, con il campione F3DIL.



	<i>solo fase di crescita</i>				<i>fase plateau</i>			
	mL/d	approssimazione grafica %		scarto R <sup>2</sup>	mL/d	approssimazione grafica %		scarto R <sup>2</sup>
pendenza trend	scarto R <sup>2</sup>	CH4	scarto R <sup>2</sup>	scarto R <sup>2</sup>	scarto R <sup>2</sup>	CH4	scarto R <sup>2</sup>	
biogas F1	24,386	0,971			4,7213	0,9601		
<b>CH4 F1</b>	10,287	0,8603	<b>10,823</b>	0,8814	5,264	1	<b>4,1075</b>	0,927
biogas F3	31,24	0,9858			6,422	0,9035		
<b>CH4 F3</b>	15,54	0,9851	<b>15,299</b>	0,9795	3,9267	1	<b>4,0697</b>	0,7616
biogas F1dil	20,992	0,9777			3,2703	0,8991		
<b>CH4 F1dil</b>	9,1878	0,952	<b>9,4126</b>	0,9578	2,5032	1	<b>2,2314</b>	0,9143
biogas F3dil	24,436	0,9943			3,1688	0,73		
<b>CH4 F3dil</b>	11,66	0,9942	<b>11,801</b>	0,9926	1,5463	0,3419	<b>0,4747</b>	0,0324

La terza ed ultima prova BMP è stata condotta utilizzando un solo campione costituito da feci e urine miscelate, con carico organico OLR=1. Essendo il COD medio di questo campione pari a 2545 mg/L, non è stato possibile preparare un campione OLR=3 in quanto la concentrazione iniziale, non supera i 3000 mg/L.

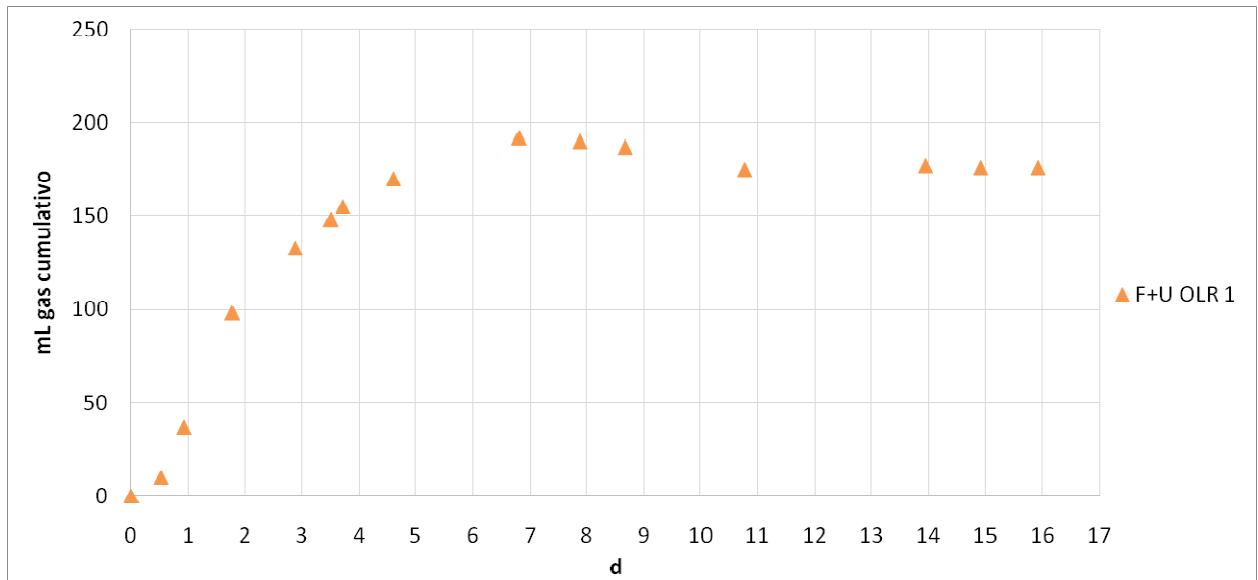
Quest'ultima matrice è stata preparata utilizzando acqua di miscela nella pasta che determina una prima diluizione in rapporto 1:10, ovvero 1 g di feci in 9 mL di acqua distillata. Inoltre sono state aggiunte urine simulate, costituendo una matrice di 10 g di feci e 110 mL di urine, caratterizzata come segue.

	<b>COD</b>		<b>BIANCO</b>	<b>N Fe++</b>	<b>Vol Campione (ml)</b>	<b>VFe++</b>	<b>mg O2/l</b>
	<b>NK2Cr2O7</b>	<b>Vol K2Cr2O7</b>					
<b>FECI 1:1000</b>	0,05	20	19,20	0,05	<b>2</b>	5,00	2958,33
<b>FECI 1:1000</b>	0,05	20	19,20	0,05	<b>2</b>	6,40	2666,67
<b>URINE</b>	0,05	20	19,20	0,05	<b>1</b>	22,30	-1291,67
<b>URINE</b>	0,05	20	19,20	0,05	<b>5</b>	15,20	333,33
<b>(FECI 1:10+URINE) 1:11</b>	0,05	20	19,20	0,05	<b>10</b>	16,70	104,17
<b>(FECI 1:10+URINE) 1:11</b>	0,50	5	48,00	0,05	<b>10</b>	42,20	241,67

<b>campione F+U</b>	
OLR mg/Ld	1000
mL sol feci+urine	80
COD (mg/L dosato)	2545
mL tot	204
mL fango	118
F (mgCOD/L)	1000
M (mgMLVSS/L)	4079
F/M (kgCOD/kgMLVSS)	0,245



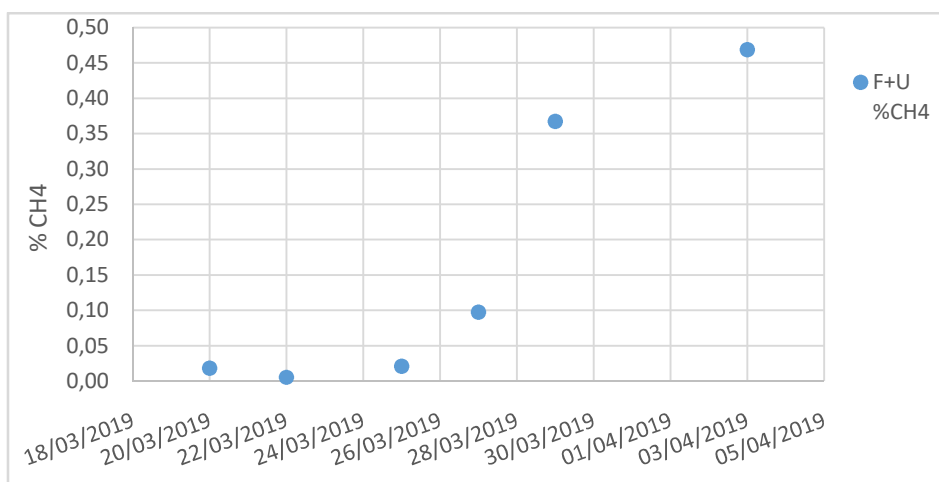
I risultati della prova BMP e le analisi del biogas, sono sintetizzati nei grafici che seguono.



Si può identificare la fase di crescita fino a 5 giorni dall'inizio della prova la quale termina dopo 15 giorni. Considerazioni sulla resa di biogas per quanto riguarda la fase di crescita produttiva sono riportante di seguito.

		<i>fase di crescita</i>									
		d	mL biogas	L biogas	m <sup>3</sup>	gCOD	kgCOD	m <sup>3</sup> /kgCOD	L/kgCOD	g MLVSS	L/gMLVSS
<b>F+U</b>		5	192	0,192	0,0002	0,204	0,0002	0,94	943,0	0,48	0,40

<b>test BRUEL</b>		<b>F+U</b>	<b>F+U</b>	<b>Aria</b>	<b>Aria</b>
data	d	%CO2	%CH4	%CO2	%CH4
20/03/2019	2	9,19	0,02	0,05	0,01
22/03/2019	4	8,22	0,01	0,05	0,01
25/03/2019	7	9,62	0,02	0,05	0,01
27/03/2019	9	5,89	0,10	0,05	0,01
29/03/2019	11	11,69	0,37	0,05	0,01
03/04/2019	16	7,58	0,47	0,06	0,01



Si osserva una produzione di biogas rispetto al substrato alimentato feci e urine molto inferiore se paragonata al substrato costituito da sole feci. Risulta una quantità massima prodotta di 0.86 L di biogas utilizzando feci e urine simulate, contro 1.43 L utilizzando solo feci simulate.

Effettivamente anche altri studi hanno rilevato che quando le feci vengono mescolate con l'urina, il processo di digestione anaerobica risulta completamente inibito (Snell, 1943), oppure che si è riscontrato un grande aumento nella produzione di biogas dopo aver implementato uno schema di addensamento che ha permesso di concentrare i solidi nel bio-reattore (Park 2001), o che separando

specificatamente le feci dall'urina il potenziale idrolitico e acidogenico della digestione aumenta (Rajagopal, 2014).

Viene riportata di seguito una tabella riassuntiva delle rese totali ottenute da tutte le prove di biometanazione.

	<i>substrato</i>					<i>fango anaerobico</i>			<i>Resa biogas (totale)</i>				
	OLR		COD			MLSS	MLVSS	F/M	media	tot		specifica	
	kgCOD/m <sup>3</sup>	mg/L	mg/L	mg/L	F (mgCOD/L)	mg/L	mg/L	L/d	d	L	L biogas/g COD	L biogas/g MLVSS	
F1	1	1000	467			11863	11863	0,08		17	0,460	2,56	0,23
F3	3	3000	467			11863	11863	0,3		17	0,484	0,90	0,24
A1	1	1000	909			11863	9175	0,1		17	0,179	1,02	0,13
A3	3	3000	2308			11863	7763	0,3		17	0,108	0,20	0,09
F1	1	1000	1364	136416	1000	14255	13751	0,073	0,024	20	0,292	1,43	0,11
F3	3	3000	1364	136416	3000	14255	12744	0,235	0,031	20	0,382	0,62	0,16
F1 DIL	1	1000	1364	8183	1000	14255	12114	0,083	0,021	20	0,246	1,20	0,12
F3 DIL	3	3000	1364	8183	3000	14255	7832	0,383	0,024	20	0,281	0,46	0,32
F+U	1	1000	2545			7044	4079	0,245		15	0,176	0,86	0,37

Il confronto può essere fatto con i dati pubblicati circa l'analisi della digestione anaerobica eseguita da Marc A. Deshusses, che ha utilizzato feci simulate come substrato alimentato, ottenendo rese di biogas comprese tra 0.24÷0.44 L<sub>biogas</sub>/gCOD con una concentrazione di 0.5÷1.8 kgCOD/m<sup>3</sup>, che corrispondono a circa 24÷44 L<sub>biogas</sub> per persona al giorno.

## CONCLUSIONI

I risultati di questi studi di laboratorio dimostrano che la digestione anaerobica di deiezioni umane simulate in reattori non miscelati è realizzabile e può fornire una fonte di energia significativa. Le rese di biogas più considerevoli ottenute sono comprese tra  $0.46 \div 1.20 \text{ L}_{\text{biogas}}/\text{gCOD}$  prodotte in 20 giorni. Il valore di resa più alto pari a  $1.43 \text{ L}_{\text{biogas}}/\text{gCOD}$  è stato registrato con il simulante realizzato con estratto di lievito, a concentrazione  $1 \text{ kgCOD}/\text{m}^3$  e senza diluizione da acqua di scarico. In termini di resa specifica di metano, risulta un volume compreso tra  $0.21 \div 0.46 \text{ L}_{\text{CH}_4}/\text{gCOD}$  prodotto nella fase di crescita in 14 giorni.

La diluizione delle feci simulate e la miscelazione di queste con urine simulate, ha dimostrato un'inibizione del processo influenzando negativamente sulla produzione di biogas. Applicando questo risultato a un refluo domestico reale, significa che l'introduzione di servizi igienici separati alla fonte per trattare le acque nere concentrate in un digestore anaerobico, consente un trattamento mirato e un notevole recupero di biogas.

## **BIBLIOGRAFIA**

- Rajinikanth Rajagopal, Jun Wei Lim, Yu Mao, Chia-Lung Chen, Jing-Yuan Wang, “*Anaerobic co-digestion of source segregated brown water (feces-without-urine) and food waste: For Singapore context*”, *Science of the Total Environment* 443 (2013) 877–886.
- Hongliang Wang, Shikun Zhu, Bo Qu, Yu Zhang, Bin Fan, “*Anaerobic treatment of source-separated domestic bio-wastes with an improved upflow solid reactor at a short HRT*”, *Journal of Environmental Sciences* 66 (2018) 255–264.
- Roni Penn, Barbara J. Ward, Linda Strande, Max Maurer, “*Review of synthetic human faeces and faecal sludge for sanitation and wastewater research*”, *Water Research* 132 (2018) 222–240.
- Shengnan Xua, Lei Zhanga, Shengle Huang, Grietje Zeeman, Huub Rijnaarts, Yang Liu, “*Improving the energy efficiency of a pilot-scale UASB-digester for lowtemperature domestic wastewater treatment*”, *Biochemical Engineering Journal* 135 (2018) 71–78.
- Beni Lew, Irina Lustig, Michael Beliaevski, Sheldon Tarre, Michal Green, “*An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates*”, *Bioresource Technology* 102 (2011) 4921–4924.

- Joan Colón, Aaron A. Forbis-Stokes, Marc A. Deshusses, “*Anaerobic digestion of undiluted simulant human excreta for sanitation and energy recovery in less-developed countries*”, *Energy for Sustainable Development* 29 (2015) 57–64.
- Roni Penn, Barbara J. Ward, Linda Strande, Max Maurer, “*Review of synthetic human faeces and faecal sludge for sanitation and wastewater research*”, *Water Research* 132 (2018) 222-240.
- Katarzyna Kujawa-Roeleveld & Grietje Zeeman, “*Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts*”, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* (2006) 5:115–139.
- A.I. Machado, M. Beretta, R. Fragoso, E. Duarte, “*Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil*”, *Journal of Environmental Management* 187 (2017) 560-570.
- Chavalit Ratanatamskul, Thassana Siritiewstri, “*A compact on-site UASBeEGSB system for organic and suspended solid digestion and biogas recovery from department store wastewater*”, *International Biodeterioration & Biodegradation* 102 (2015) 24-30.
- Lei Zhanga, Jo De Vrieze, Tim L.G. Hendrickx, Wei Wei, Hardy Temmink, Huub Rijnaarts, Grietje Zeeman, “*Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial community dynamics*”, *Chemical Engineering Journal* 334 (2018) 2088–2097.

