



UNIONE EUROPEA
Fondo Sociale Europeo
Fondo Europeo di Sviluppo Regionale



ENEA
Agenzia nazionale per le nuove tecnologie,
l'energia e lo sviluppo economico sostenibile

pion GOVERNANCE
E CAPACITÀ
ISTITUZIONALE
2014-2020



ENERGIA E SOSTENIBILITÀ PER LA PUBBLICA AMMINISTRAZIONE

LINEE GUIDA PER LA PRODUZIONE DI ENERGIA DALLA DEPURAZIONE DELLE ACQUE

Alessandro Spagni, Davide Mattioli, Raffaele Pica

ENEA

Gennaio 2019

Linee guida per la produzione di energia dalla depurazione delle acque

A. Spagni, D. Mattioli, R. Pica

Abstract

La depurazione ha come obiettivo il trattamento delle acque per permettere il loro scarico in opportuni corpi recettori salvaguardando la salute dell'uomo e la qualità ambientale. Gli impianti di trattamento acque sono progettati senza dare priorità al contenimento dei consumi energetici, in quanto le richieste legislative sono rivolte alla rimozione degli inquinanti. Ne consegue che gli impianti di depurazione attualmente in uso sono generalmente molto energivori. Le acque da depurare, però, hanno un contenuto energetico importante che può essere recuperato.

Le acque da sottoporre a depurazione presentano caratteristiche estremamente eterogenee che rendono necessaria l'applicazione di differenti processi e tecnologie per il raggiungimento degli standard di qualità richiesti allo scarico. Il recupero di energia nel contesto della depurazione delle acque deve quindi integrarsi con le tecnologie oggi applicate per non compromettere le caratteristiche di qualità allo scarico.

Nel presente documento vengono presentate le principali caratteristiche delle acque da depurare in funzione di un recupero energetico. Sono quindi descritte le forme di energia presenti. Nel caso dell'energia chimica, è descritta in dettaglio una metodologia applicabile per quantificarne il contenuto. L'energia chimica rappresenta, infatti, una caratteristica peculiare delle acque da depurare. Queste Linee Guida possono rappresentare uno strumento per tecnici delle Autorità Pubbliche, decisori e tecnici delle Autorità d'Ambito e delle aziende municipalizzate per la gestione della depurazione delle acque volta alla valorizzazione delle risorse idriche.

Tipologia di prodotto: Linee guida

Settore d'intervento: Economia circolare e simbiosi industriale

Premessa

Le acque da depurare presentano caratteristiche estremamente eterogenee, che rendono necessario l'utilizzo di molti e differenti processi e tecnologie per il loro trattamento. Queste tecnologie sono già in uso da molti decenni. Alcune tecnologie già prevedono il recupero del contenuto energetico presente nelle acque e sono ampiamente utilizzate in piena scala.

Queste Linee Guida **non** vogliono essere la descrizione delle tecnologie oggi disponibili per la produzione di energia dalla depurazione delle acque: esistono già numerosi ed esaurienti testi al riguardo, alcuni dei quali ampiamente utilizzati per la stesura del presente documento (riportati nei riferimenti bibliografici). Al contrario, queste Linee Guida si concentrano sulla presentazione di una metodologia che un amministratore pubblico o un gestore di impianti possa utilizzare per valutare la fattibilità della produzione di energia dalla depurazione delle acque. Chi invece fosse interessato alle specifiche tecniche di ogni processo può consultare i numerosi libri di testo presenti, come ad esempio quelli utilizzati nei corsi universitari di ingegneria sanitaria o scienze ambientali.



INDICE

1. INTRODUZIONE	10
2. LE ACQUE REFLUE	12
2.1. INTRODUZIONE	12
2.2. CARATTERISTICHE DELLE ACQUE REFLUE	13
2.3. CARATTERIZZAZIONE DELLA SOSTANZA ORGANICA	21
2.3.1. COD	22
2.3.2. FRAZIONAMENTO DEL COD	24
3. ENERGIA NELLE ACQUE REFLUE.....	27
3.1. ENERGIA CHIMICA	28
3.2. ENERGIA TERMICA	29
3.3. ENERGIA CINETICA (IDRAULICA)	30
3.4. CONTENUTO TOTALE DI ENERGIA NEI REFLUI	31
3.5. RECUPERO DI ENERGIA DAI REFLUI	32
4. FLUSSO DI ENERGIA CHIMICA NEGLI IMPIANTI DI TRATTAMENTO REFLUI	34
4.1. FLUSSO DEL COD IN UN IMPIANTO DI DEPURAZIONE	36
4.1.1. SEDIMENTATORE PRIMARIO	38
4.1.2. VASCA BIOLOGICA E SEDIMENTATORE SECONDARIO	41
4.1.3. BIODEGRADABILITÀ DEL FANGO SECONDARIO	44
4.1.4. COD SOLUBILE NON BIODEGRADABILE O INERTE (S_I)	45
4.1.5. COD SOLUBILE BIODEGRADABILE O INERTE (S_S)	46
4.1.6. COD PARTICOLATO NON BIODEGRADABILE O INERTE (X_I)	47
4.1.7. COD PARTICOLATO BIODEGRADABILE (X_S)	48
4.1.8. DESTINO DELLA SOSTANZA ORGANICA BIODEGRADABILE NEGLI IMPIANTI DI DEPURAZIONE E PRODUZIONE DI BIOMASSA	48
4.1.9. DIGESTORE ANAEROBICO	50
4.2. ESEMPI	53



4.2.1. ESEMPIO 1	54
4.2.1.1. Sedimentatore primario	54
4.2.1.2. Fango secondario	56
4.2.1.3. Produzione di metano	57
4.2.2. ESEMPIO 2	58
4.2.2.1. Ossidazione dei reflui	58
4.2.2.2. Digestore fanghi	59
4.2.3. ESEMPIO 3	60
4.3. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE SULLA PRODUZIONE DI METANO DALLE ACQUE REFLUE	61
<u>5. PRETRATTAMENTO DEI FANGHI PER AUMENTARE LA PRODUZIONE DI BIOGAS IN DIGESTIONE ANAEROBICA</u>	<u>63</u>
5.1. PRETRATTAMENTO TERMICO	64
5.2. PRETRATTAMENTO CHIMICO	65
5.3. PRETRATTAMENTO MECCANICO	66
5.4. METODI ENZIMATICI	66
5.5. CONFRONTI TRA I SISTEMI	67
<u>6. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI</u>	<u>68</u>
<u>7. APPENDICI</u>	<u>72</u>
7.1. APPENDICE 1	72
7.2. APPENDICE 2	73
7.2.1. DEFINIZIONI, UNITÀ DI MISURA	73
7.2.2. FATTORI DI CONVERSIONE	75

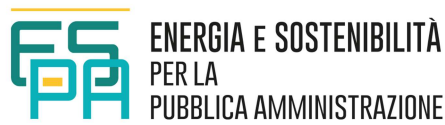


INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1 - Esempio di produzione annua procapite di acque reflue, escludendo l'industria	15
Tabella 2 - Principali caratteristiche delle acque reflue a seconda della loro composizione	16
Tabella 3 - Analisi più comuni specificatamente utilizzate per la caratterizzazione delle acque reflue	17
Tabella 4 - Principali caratteristiche delle acque municipali	20
Tabella 5 - Apporto unitario di reflui.....	20
Tabella 6 - Esempi di alcune caratteristiche di acque reflue di diversa origine da quella domestica	21
Tabella 7 - Esempio di possibile frazionamento del COD di un refluo civile	26

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1 - Esempio di frazionamento del COD in reflui civili	25
Figura 2 - Stima di ripartizione del contenuto totale di energia presente nei reflui, assumendo un recupero del 100%	28
Figura 3 - Esempio di flusso ipotetico di COD (in rosso) in un impianto di depurazione convenzionale (modificato da Wang et al., 2016). Schema semplificato linea acque e fanghi	37
Figura 4 - Esempio di flusso ipotetico di COD (in rosso) in un impianto di depurazione convenzionale senza sedimentatore primario. Schema semplificato linea acque e fanghi	37
Figura 5 - Scomposizione del flusso di COD (in rosso) tra fango primario (proveniente da sedimentatore primario) e fango secondario (proveniente dal sedimentatore secondario) dell'esempio di figura 3 (Wang et al., 2016). Schema semplificato linea acque e fanghi	38
Figura 6 - Schema semplificato di sedimentatore primario	39
Figura 7 - Schema semplificato della vasca biologica con sedimentatore secondario	43
Figura 8 - Descrizione del bilancio di massa in stato stazionario dello schema di figura 7	44
Figura 9 - Andamento della concentrazione della sostanza organica solubile biodegradabile (SS_{ef}) in uscita da un processo biologico a fanghi attivi in funzione del tempo di ritenzione medio dei solidi (SRT)	47
Figura 10 - Effetto del tempo di ritenzione dei solidi (SRT) sulla produzione di fango scomposto delle varie componenti di sostanza organica: $PX_{tot}=PXI+PXB+PXE$; 100 % come valore di PX_{tot} per $SRT=5d$	49
Figura 11 - Effetto del tempo di ritenzione dei solidi (SRT) sulle caratteristiche del fango prodotto $PX_{tot} = PXI+PXB+PXE = 100\%$	50
Figura 12 - Rappresentazione schematica semplificata di un digestore anaerobico per il trattamento di fanghi di impianti di depurazione	51
Figura 13 - Flusso di COD (in rosso) nell'impianto come specificato nell'esempio 1	58
Figura 14 - Flusso di COD (in rosso) nell'impianto come specificato nell'esempio 2	60
Figura 15 - Flusso di COD (in rosso) nell'impianto come specificato nell'esempio 3	61



ENERGIA E SOSTENIBILITÀ
PER LA
PUBBLICA AMMINISTRAZIONE

INDICE DELLE EQUAZIONI

Equazione 1	23
Equazione 2	23
Equazione 3	27
Equazione 4	28
Equazione 5	29
Equazione 6	29
Equazione 7	29
Equazione 8	29
Equazione 9	29
Equazione 10	29
Equazione 11	30
Equazione 12	30
Equazione 13	30
Equazione 14	30
Equazione 15	31
Equazione 16	39
Equazione 17	39
Equazione 18	40
Equazione 19	40
Equazione 20	41
Equazione 21	42
Equazione 22	42
Equazione 23	42
Equazione 24	42



Equazione 25	45
Equazione 26	45
Equazione 27	46
Equazione 28	46
Equazione 29	47
Equazione 30	48
Equazione 31	48
Equazione 32	50
Equazione 33	51
Equazione 34	52
Equazione 35	53

1. Introduzione

La depurazione ha come obiettivo principale il trattamento delle acque reflue per permettere il loro scarico in opportuni corpi recettori salvaguardando la salute dell'uomo e la qualità ambientale.

Gli impianti di trattamento reflui oggi in uso sono stati progettati e realizzati senza dare priorità al contenimento dei consumi energetici, in quanto le richieste legislative erano (e sono tuttora) esclusivamente rivolte alla capacità di rimozione degli inquinanti.

I sistemi convenzionali di trattamento acque reflue hanno subito delle profonde trasformazioni negli ultimi decenni, per renderli funzionali alle sempre più stringenti norme di qualità delle acque allo scarico in corpo idrico recettore. All'obiettivo di rimuovere la sostanza organica, si è aggiunta la necessità di rimozione dei nutrienti (azoto principalmente, e fosforo). Il miglioramento della qualità degli scarichi ha comportato in generale un aumento notevole della complessità dei sistemi di trattamento che comprendono diversi processi che sono, di solito, compiuti in differenti vasche. Nonostante la qualità degli scarichi sia considerevolmente migliorata (almeno in generale) negli ultimi decenni, tale miglioramento ha portato ad un aumento dell'energia richiesta per il raggiungimento dei più elevati standard di qualità (Spagni et al., 2016).

È stato riportato che la gestione del ciclo idrico negli Stati Uniti sia responsabile per circa il 3% dell'intero fabbisogno elettrico del paese (US EPA, 2006). In Italia, stime valutano nel 2-3% del fabbisogno energetico nazionale i consumi totali del ciclo idrico integrato mentre in circa l'1% quello relativo alla gestione delle acque reflue (Campanelli, 2013). E' previsto, inoltre, che la richiesta di normative stringenti sulle acque reflue farà aumentare ulteriormente i consumi energetici legati al loro trattamento. Siccome l'energia elettrica è oggi principalmente prodotta da combustibili fossili, il trattamento dei reflui risulta in una importante immissione di gas serra in atmosfera (Spagni et al., 2016). Nonostante gli attuali sistemi di trattamento reflui siano molto efficaci, è quindi necessario un cambio di

paradigma per ottimizzare l'utilizzo ed il recupero di materie prime ed energia secondo i principi della sostenibilità e dell'economia circolare.

Le acque reflue contengono circa cinque dieci volte l'energia necessaria al loro trattamento (WERF, 2014). L'energia è contenuta nei reflui sotto forma chimica, termica e, in minore quantità, cinetica. Di queste forme di energia, l'unica che è attualmente sfruttata su larga scala, anche se in misura inferiore alla potenzialità, è la frazione chimica. Infatti, diversi impianti sono già in uso a livello nazionale ed internazionale per il trattamento dei reflui con produzione di metano (contenuto nel biogas prodotto dai processi di digestione anaerobica dei reflui o dei fanghi).

Il recupero di tale energia dai reflui potrebbe rendere autonomi gli impianti di depurazione dalle necessità energetiche. Combinando la produzione di energia con processi innovativi di trattamento reflui (per mantenere gli obiettivi di qualità delle acque allo scarico) e ottimizzando i consumi di energia, gli impianti di depurazione potrebbero trasformarsi in sistemi di produzione di energia rinnovabile nel breve futuro.

Occorre ricordare, però, che tutte le possibili strategie per la produzione di energia dalla depurazione delle acque reflue devono necessariamente prestare attenzione al mantenimento delle capacità depurative del processo di trattamento, così da rispettare le norme legislative.

2. Le acque reflue

2.1 INTRODUZIONE

Con il termine di acque reflue (o acque di rifiuto) sono definite quelle acque sottoposte a diversi utilizzi che, a seguito di tali utilizzi, contengono sostanze che le rendono non più utilizzabili per molti dei fini comuni senza un adeguato trattamento. I reflui, se vengono liberati in modo incontrollato nell'ambiente possono portare a fenomeni di inquinamento con rischi per la salute dell'uomo e degli ecosistemi. A titolo di esempio, le acque reflue possono potenzialmente contenere sostanze tossiche per gli esseri viventi, microrganismi e agenti patogeni; inoltre i reflui possono contenere importanti quantità di sostanza organica biodegradabile e nutrienti che se rilasciati nell'ambiente possono portare ai ben conosciuti fenomeni di anossia e di eutrofizzazione (Metcalf & Eddy, 2014).

Secondo un sondaggio del 2007 condotto su 11300 lettori di BMJ (British Medical Journal), l'introduzione dei sistemi di produzione di acqua pulita e della gestione dei reflui ("The sanitary revolution") è stata votata come il più importante traguardo raggiunto dalla medicina dal 1840 (anno di esordio di BMJ) (Ferriman, 2007).

I metodi di trattamento dei reflui sono stati sviluppati in risposta alle crescenti preoccupazioni nei confronti della salute pubblica e agli effetti negativi riscontrati sull'ambiente. Questi hanno l'obiettivo di rimuovere dalle acque le sostanze che ne precludano una loro sicura gestione finale (quali lo scarico o, oggi, il riuso). I trattamenti cui sono sottoposti i reflui dipendono dagli obiettivi di qualità che si intende perseguire. Occorre sottolineare che gli obiettivi di qualità sono cambiati negli anni e, generalmente, sono diventati sempre più stringenti con il passare del tempo. Già gli antichi greci e romani si erano posti il problema dell'allontanamento delle acque reflue dagli agglomerati urbani (Henze et al., 2008), ma è solo dall'inizio del 1900 che, nei paesi industrializzati, si è assistito alle prime applicazioni di trattamenti specifici. Fino agli anni 1970 i trattamenti prevedevano la rimozione delle sostanze sedimentabili e flottabili, delle sostanze organiche biodegradabili e dei patogeni. Negli anni seguenti, i trattamenti richiesti per le

acque reflue sono aumentati per fare fronte a nuovi standard di qualità degli scarichi, pensati non più solo per la tutela della salute umana ma anche, per la salvaguardia ambientale (Henze et al., 2008; Metcalf & Eddy, 2014).

La maggiore complessità dei trattamenti dei reflui si è recentemente scontrata con i principi di sostenibilità. Infatti, gli impianti di depurazione presentano spesso bilanci energetici sfavorevoli e significativi sprechi di risorse (Metcalf & Eddy, 2014). A titolo di esempio, la US EPA (2006), ha stimato che circa il 3% dell'intero consumo di energia elettrica degli interi Stati Uniti sia legato al ciclo idrico. Tali consumi sono inoltre attesi in crescita del 20% nei prossimi 10-20 anni a seguito del continuo miglioramento della qualità agli scarichi richiesto dalla normativa in evoluzione (US EPA, 2006). Le stime per l'Italia riportano per il trattamento delle acque di rifiuto valori pari a circa l'1 % del consumo energetico nazionale (Campanelli, 2013).

E' comprensibile che gli impianti di depurazione delle acque reflue oggi in funzione, siano scarsamente sostenibili, essendo stati concepiti e realizzati con lo scopo primario di provvedere alla rimozione/degradazione degli inquinanti per garantire il rispetto degli standard di qualità allo scarico. Infatti, il depuratore assume i connotati di un impianto essenzialmente energivoro, che consuma reagenti chimici e produce altri rifiuti. L'approccio innovativo e pienamente sostenibile che guiderà i progetti degli impianti di depurazione del futuro, dovrà invece considerare il refluo come potenziale fonte di risorse quali acqua, energia e materie prime seconde e trovare modi adeguati per valorizzarlo.

2.2 CARATTERISTICHE DELLE ACQUE REFLUE

Le acque reflue presentano estrema eterogeneità anche (ma non solo) in relazione alle attività sociali, produttive e alle condizioni meteorologiche e sono solitamente classificate, in relazione alla loro origine. La principale distinzione è tra le acque reflue domestiche, provenienti dagli agglomerati residenziali e le acque reflue industriali che invece hanno origine dai processi produttivi delle industrie (Metcalf and Eddy, 2014). Queste ultime presentano spesso caratteristiche specifiche che dipendono dal particolare settore e dai

processi produttivi in essere. Nei paesi industrializzati, come l'Italia, risulta oramai piuttosto difficile trovare liquami strettamente domestici in quanto nei centri abitati possono trovarsi piccole aziende o attività produttive (lavanderie, stazioni di servizio, ecc.) e perché nelle pratiche domestiche sono oggi di utilizzo comune vari prodotti chimici (detergenti, medicinali, ecc.) che una volta utilizzati finiscono nella rete fognaria (Masotti, 2011). Col termine di reflui urbani, quindi, vengono spesso definiti questi reflui che costituiscono la frazione preponderante dei flussi agli impianti di depurazione municipali e che possono presentare una componente industriale anche significativa, ma non fino al punto di comprometterne la trattabilità con le tecnologie di trattamento convenzionali (Masotti, 2011). Per i reflui industriali, invece, occorre valutare caso per caso la loro trattabilità. In questo documento, quando non diversamente specificato, si fa riferimento ai reflui domestici e, in considerazione di quanto premesso, si utilizza per essi anche il termine di reflui urbani con lo stesso significato.

Le acque reflue domestiche presentano flussi e concentrazioni di inquinanti che variano ampiamente nel tempo.

Il volume prodotto di reflui dipende dalle abitudini e condizioni sociali in relazione all'utilizzo delle risorse idriche, dai sistemi di collettamento e delle condizioni meteorologiche. La tabella 1 mostra alcuni esempi di come la produzione di acque reflue sia differente in relazione alla regione geografica. A tali volumi vanno aggiunti anche i reflui di produzione industriale, i quali però, a seconda delle loro caratteristiche possono essere sottoposti a trattamenti specifici prima dell'immissione nelle reti fognarie o nei corpi idrici superficiali (Metcalf e Eddy, 2014). Gli impianti di trattamento reflui, possono ricevere, però, dei volumi anche significativamente maggiori a causa delle infiltrazioni o di "acque parassite" in genere (Masotti, 2011). Queste ultime (acque parassite) sono costituite da acque non nere (ovvero non strettamente di origine fognaria), ma che possono essere immesse (volontariamente o meno) nella rete fognaria e sovraccaricare queste e/o l'impianto di depurazione (Masotti, 2011).

Facendo riferimento alla tabella 1, la produzione di acque reflue in Italia (assumendo una popolazione di circa 60 milioni; ISTAT, 2018) può essere stimata in oltre 4800 milioni di m³ anno⁻¹, pari a oltre 13 milioni di m³ giorno⁻¹; se poi si considerano i 75 milioni di abitanti equivalenti serviti da impianti di depurazione (ISTAT, 2015), la portata di reflui prodotti risulta dell'ordine di 5500 milioni m³ anno⁻¹, ovvero 15 milioni m³ giorno⁻¹. Questi flussi sono paragonabili alla portata di importanti fiumi italiani (ISPRA, 2018).

Tabella 1 - Esempio di produzione annua procapite di acque reflue, escludendo l'industria (Henze et al., 2002)

NAZIONE	m ³ persona ⁻¹ anno ⁻¹ (Infiltrazioni escluse)
Italia	80
Austria	50
Francia	35
Germania	55
Grecia	60
Spagna	90
Svezia	85
Svizzera	95
Egitto	55
Tunisia	30
Siria	35
Stati Uniti	140

Le acque reflue presentano una composizione piuttosto eterogenea e per tale motivo possono avere un impatto differente sull'ambiente. Le diverse sorgenti di inquinamento potenzialmente presenti nei reflui possono essere sommariamente classificati come da

tabella 2. Altre sostanze inquinanti possono trovarsi nelle acque reflue (particolari sostanze inorganiche, radioattività) ma sono solitamente dovute a specificità, quali, ad esempio, particolari lavorazioni industriali. Anche la temperatura delle acque reflue può avere un effetto sulle caratteristiche del corpo idrico recettore, ma, di solito, anche lo scarico di acque reflue ad elevata temperatura è da attribuire alla presenza di particolari processi industriali. In presenza di particolari inquinanti (metalli pesanti, eccessivo calore, radioattività, ecc.) occorre prevedere un trattamento specifico (che non è trattato in questo documento).

Tabella 2 - Principali caratteristiche delle acque reflue a seconda della loro composizione (modificato da Henze et al., 2002).

Componente	Effetto sull'ambiente
Microrganismi	Rischi per la salute per la presenza di microrganismi patogeni
Sostanze organiche biodegradabili	Consumo di ossigeno nel corpo idrico recettore e conseguente cambiamento dell'ecosistema del corpo idrico recettore
Altre sostanze organiche (detergenti, pesticidi, solventi, ecc.)	Potenziali effetti tossici
Nutrienti (azoto e fosforo)	Eutrofizzazione, consumo di ossigeno nel corpo idrico recettore
Metalli (Hg, Pb, Cd, Cr, ecc.)	Effetti tossici
Altre sostanze inorganiche (acidi e basi)	Tossicità, corrosione di manufatti

I parametri presenti nelle acque reflue sono valutati, sia da un punto di vista qualitativo che quantitativo, attraverso l'utilizzo di specifiche analisi (riassunte in tabella 3). Occorre sottolineare che ci sono altre caratteristiche del refluo che hanno una rilevanza ambientale non introdotte nella tabella 2 (ad esempio, le caratteristiche microbiologiche per l'individuazione della presenza di patogeni); tali parametri, però, hanno scarso significato per la produzione di energia e quindi non risultano di interesse per questo documento. Detto questo, bisogna ricordare che ogni trattamento reflui ha come primo obiettivo il raggiungimento degli standard di qualità dello scarico e per questo devono essere monitorati tutti i parametri previsti dalla normativa vigente.

Tabella 3 - Analisi più comuni specificatamente utilizzate per la caratterizzazione delle acque reflue (Modificato da Metcalf and Eddy, 2014).

CARATTERISTICHE	Abbreviazione*	Esempio di unità di misura	Significato
CARATTERISTICHE FISICHE			
Solidi totali	ST	mg L ⁻¹	Rappresentano una stima del contenuto di sostanze nelle acque
Solidi volatili	SV	mg L ⁻¹	Rappresentano una stima del contenuto di sostanze organica
Soliti sospesi totali	SST	mg L ⁻¹	Rappresentano una stima del contenuto di sostanze sospese nelle acque
Soliti sospesi volatili	SSV	mg L ⁻¹	Rappresentano una stima del contenuto di sostanze sospese organiche. Utilizzata anche per quantificare la biomassa negli impianti
Solidi sedimentabili	SS	mg L ⁻¹	Stima del materiale che può essere separato per sedimentazione



Conducibilità elettrica	CE	mg L ⁻¹	Stima del contenuto di sostanze ioniche
SOSTANZE INORGANICHE			
Ammoniaca (NH ₃), ione ammonio (NH ₄ ⁺), oppure azoto ammoniacale totale (NH ₃ + NH ₄ ⁺),		mgN-NH ₄ ⁺ L ^{-1**}	Nutriente
Nitrato		mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹	Nutriente, di solito presente a concentrazioni sotto il limite di rilevamento dei metodi comunemente utilizzati per le acque reflue.
Nitrito		mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹	Nutriente, di solito presente a concentrazioni sotto il limite di rilevamento dei metodi comunemente utilizzati per le acque reflue. Di interesse come intermedio del processo biologico di rimozione dell'azoto
Azoto totale Kjeldahl	TKN (Total Kjeldahl Nitrogen)	mgN L ⁻¹	Misura la somma dell'azoto organico e ammoniacale; utilizzato per stimare l'azoto organico
Azoto totale	AT	mgN L ⁻¹	Somma di tutte le forme di azoto
Fosforo totale		mgP L ⁻¹	Misura il contenuto di fosforo
pH		-	
Alcalinità	Alc	meq L ⁻¹ o mgCaCO ₃ L ⁻¹	Misura la capacità tampone del campione
SOSTANZE ORGANICHE			
Domanda chimica di	COD (Chemical	mgO ₂ L ⁻¹	Stima della sostanza



ENERGIA E SOSTENIBILITÀ
PER LA
PUBBLICA AMMINISTRAZIONE

ossigeno	Oxygen Demand)		organica
Domanda biochimica di ossigeno (a 5 giorni)	BOD ₅ (Biochemical Oxygen Demand)	mgO ₂ L ⁻¹	Stima della sostanza organica biodegradabile in un periodo di 5 giorni
Carbonio organico totale	TOC (Total Organic Carbon)	mg C L ⁻¹	Misura la quantità di carbonio organico
Domanda di ossigeno teorica	ThOD (Theoretical Oxygen Demand)	mgO ₂ L ⁻¹	Stima teorica della domanda di ossigeno per ossidare il campione. Può essere utilizzata se si conosce la sostanza organica da ossidare (generalmente non per i reflui).

* Le abbreviazioni sono a volte riportate utilizzando le sigle in inglese (ad esempio per solidi totali TS, total solids, TKN per l'azoto totale Kjeldahl) ma sono, di solito, facilmente identificabili.

** Si presti attenzione che per le acque reflue (a differenza delle acque potabili) l'unità di misura fa di solito riferimento all'elemento e non allo ione (per esempio, mgN L⁻¹ e non mgNO₃⁻ L⁻¹). Anche se l'unità di misura richiama lo ione, mantiene il riferimento alla massa dell'elemento (per esempio mgN-NH₄⁺ L⁻¹, mgN-NO₃⁻ L⁻¹).

Le tipiche concentrazioni delle acque reflue municipali sono riportate in tabella 4. I valori di concentrazioni sono di solito riportati per valori medi di acque reflue di diverse caratteristiche e definiti come deboli (meno concentrati), medi e forti (più concentrati).

Data l'estrema variabilità delle caratteristiche dei reflui, risulta importante definire i carichi inquinanti come massa di materia prodotta da una persona (o abitante equivalente). L'apporto unitario per abitante è riportato in tabella 5. Questi valori possono poi essere incrociati per i volumi di reflui prodotti per stimare le concentrazioni.

A titolo di esempio, si riportano in tabella 6 alcune caratteristiche di acque di rifiuto industriale (o comunque non domestica).

Tabella 4 - Principali caratteristiche delle acque municipali (modificato da Metcalf and Eddy, 2014; De Feo et al., 2012; Masotti, 2011; Henze et al., 2002; 2008); valori approssimativi.

Parametro	Liquame debole	Liquame medio	Liquame forte
Solidi totali (mg L ⁻¹)	350-500	700-800	1200-1600
Solidi sospesi totali (mg L ⁻¹)	100-130	200	350-400
Solidi sospesi volatili (mg L ⁻¹)	70-100	150	300
Solidi sedimentabili (mg L ⁻¹)	5-8	10-12	20-23
BOD ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	130-170	200-300	300-450
COD (mg O ₂ L ⁻¹)	250-340	500	1000
Azoto totale (mgN L ⁻¹)	20	35-40	70-85
Azoto organico (mgN L ⁻¹)	10	15	30-35
Azoto ammoniacale (mgN L ⁻¹)	10-15	20-25	40-50
Azoto nitrico (mgN L ⁻¹)	0	0	0
Azoto nitroso (mgN L ⁻¹)	0	0	0
Fosforo totale (mgP L ⁻¹)	4-6	6-10	11-20
Alcalinità (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	50	100	350

Tabella 5 - Apporto unitario di reflui (Metcalf and Eddy, 2014; Masotti, 2011; Henze et al., 2008)

Parametro (g abitante ⁻¹ d ⁻¹ oppure L abitante ⁻¹ d ⁻¹)	Range	Valore tipico
BOD ₅ (g)	15-120	60-70
COD (g)	25-300	180
Solidi sospesi totali	60-150	70
Ammoniaca (g _N)	5-12	8
TKN (g _N)	2-18	13
Fosforo totale (g _P)	1-5	2
Acqua (L)	50-400	200

Tabella 6 - Esempi di alcune caratteristiche di acque reflue di diversa origine da quella domestica

Parametro	Unità di misura	Tessile (lanificio)	Alimentare (conservificio pomodori)	Percolato di discarica
BOD	(mg L ⁻¹)	91	460-1100	20-57000
COD	(mg L ⁻¹)	529	ND	100-150000
SST	(mg L ⁻¹)	93.4	270-760	20-500
Ammoniaca	(mgN L ⁻¹)	8.1	ND	50-2200
TKN	(mgN L ⁻¹)	ND	ND	50-2500
Riferimento		(a)	(a)	(b)

ND: Non Disponibile

(a) Metcalf and Eddy, 2014

(b) Kjeldsen et al., 2002.

2.3 CARATTERIZZAZIONE DELLA SOSTANZA ORGANICA

L'energia contenuta nei reflui che può essere estratta attraverso i processi anaerobici è proporzionale al contenuto di sostanza organica.

I parametri che sono di solito utilizzati per stimare il contenuto di sostanza organica sono:

- Solidi volatile (SV);
- Solidi sospesi volatile (SSV);
- COD (chemical oxygen demand; domanda chimica di ossigeno);
- BOD (biochemical oxygen demand; domanda biochimica di ossigeno);
- ThOD (theoretical oxygen demand; domanda teorica di ossigeno);
- TOC (total organic carbon; carbonio organico totale).

Il TOC sta riscuotendo molto successo negli ultimi anni per la rapidità e l'affidabilità dell'esecuzione della misura e perché fornisce un dato facilmente comprensibile anche per i non addetti ai lavori. Al contrario, la misura richiede l'utilizzo di strumentazione ancora piuttosto costosa (specie se confrontata con la strumentazione richiesta per la misura degli altri parametri di stima del contenuto di sostanza organica) che non è presente in tutti i laboratori. Inoltre il TOC stenta a prendere piede nelle normali misurazioni analitiche delle acque reflue in quanto non inserito nel Codice dell'Ambiente (D.Lgs 152/2006).

I solidi volatili, i solidi sospesi volatili ed il COD riportano una stima della sostanza organica totale, mentre il BOD quella della frazione biodegradabile (Metcalf and Eddy, 2014; De Feo et al., 2012; Masotti, 2011).

L'utilizzo del contenuto dei solidi trova ancora largo impiego, soprattutto nella digestione anaerobica per la produzione del biogas (sia dai reflui che dalla frazione organica dei rifiuti solidi urbani), anche se oggi si preferisce utilizzare la stima del COD in quanto questo, rappresentando un flusso di elettroni (necessario all'ossidazione della sostanza organica) rappresenta meglio il contenuto di energia chimica (almeno se confrontato con gli altri parametri tipicamente utilizzati). Per tale ragione il COD è utilizzato dalla Water Environment Research Federation (WERF, 2014; 2015) come stima del contenuto di energia chimica dei reflui.

2.3.1 COD

Il contenuto di COD di un campione è misurato attraverso l'utilizzo di un forte ossidante (tipicamente bicromato di potassio) in ambiente acido ed a alta temperatura. Si assume che tutta la sostanza organica presente nei reflui sia ossidata ad acqua ed anidride carbonica. Nonostante non tutte le sostanze organiche siano ossidate mente alcune molecole inorganiche possono esserlo, la procedura è ritenuta affidabile almeno per le acque reflue (De Feo et al., 2012; Masotti, 2011; Metcalf And Eddy, 2014).

Se si conosce la composizione chimica del refluo (cosa che non avviene nei reflui civili), è possibile determinare il contenuto di COD semplicemente bilanciando la reazione di ossidazione con ossigeno.

Per esempio, per l'etanolo si ottiene:



Dall'equazione possiamo stimare che servono 3 moli di O_2 per ossidare 1 mole di etanolo. Considerando i loro pesi molecolari (46 e 32 per l'etanolo e l'ossigeno, rispettivamente), si ricava che per ossidare 1 g di etanolo servono 2,09 g di ossigeno. Ne consegue che una soluzione di 1 g m^{-3} di etanolo corrisponde alla domanda teorica di ossigeno (ThOD) pari $2,09 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-3}$. Questo valore corrisponde al valore di COD che si otterrebbe nella sua determinazione sperimentale con l'applicazione delle comuni metodiche analitiche di laboratorio (ovviamente, con i limiti degli errori di misura).

È importante ricordare che l'unità di misura del COD è una quantità di ossigeno (p.e. una concentrazione in $\text{gO}_2 \text{ m}^{-3}$). Bilanciando in funzione del contenuto di COD le reazioni biochimiche che si ottengono nei processi, è possibile stimare le quantità di prodotti ottenibili. Questo, ad esempio, può essere utilizzato per la stima del metano potenzialmente ottenibile da un processo fermentativo.



Dall'equazione 2 si calcola che sono necessari 4 g di O_2 per ossidare 1 g di CH_4 ; quindi 1 g di CH_4 corrispondono ad 4 g di COD. Se ne deduce che la rimozione di 1 g di COD da un refluo può determinare al massimo (bilancio di massa) la formazione di 0,25 g di CH_4 pari a 0,0156 mol. Applicando il volume molare ($22,414 \text{ L mol}^{-1}$ in condizioni standard), si ottengono 0,350 L, ovvero dalla rimozione di 1 g di COD si possono ottenere al massimo 0,350 L di metano (in condizioni standard). Il potere calorifico superiore del metano è pari

a $55,50 \text{ MJ kg}^{-1}$ ($35,16 \text{ MJ Nm}^{-3}$). Quindi, dalla rimozione di 1 di COD dai reflui, ipotizzando di produrre metano in rapporto pari al bilancio di massa di completa conversione, si possono ottenere al massimo $13,88 \text{ kJ gCOD}^{-1}$. Questo valore è (ragionevolmente) pari a quello utilizzato da WERF (2014; 2015) per il contenuto di energia chimica dei reflui e molto vicino a $14,7 \text{ kJ gCOD}^{-1}$ ottenuto in bomba calorimetrica (Shizas e Bagley, 2004).

2.3.2 Frazionamento del COD

La sostanza organica presente nei reflui presenta differenti caratteristiche, che sono significative per determinare le efficienze di trattamento. Tale differenti caratteristiche sono anche importanti per determinare quali processi possano essere applicati per estrarre energia. Ad esempio, determinare la biodegradabilità permette di valutare l'applicabilità di un processo biologico. Ancora, la sostanza organica sedimentabile può essere separata dal flusso di acqua attraverso processi di sedimentazione, mentre lo stesso processo non ha efficacia con le sostanze solubili.

Per tali ragioni, il COD presente nei reflui viene comunemente scomposto in differenti frazioni. Sui comuni testi di ingegneria sanitaria-ambientale si possono trovare numerosi e differenti frazionamenti (ad esempio si veda: De Feo et al., 2012; Metcalf & Eddy, 2014; Masotti, 2011). La figura 1 riporta un esempio di un possibile frazionamento.

Assumendo il frazionamento proposto in figura 1, il COD viene dapprima suddiviso in una parte solubile (S, o disciolta, approssimativamente identificabile con la frazione che non viene trattenuta a seguito di filtrazione) ed una particolata (X, approssimativamente identificabile con la frazione che rimane sul filtro a seguito di filtrazione). Si noti che nello schema proposto in figura 1, è stato scelto di utilizzare X come acronimo per il particolato e S per solubile. A loro volta le due frazioni sono divise in biodegradabile e non biodegradabile (inerte).

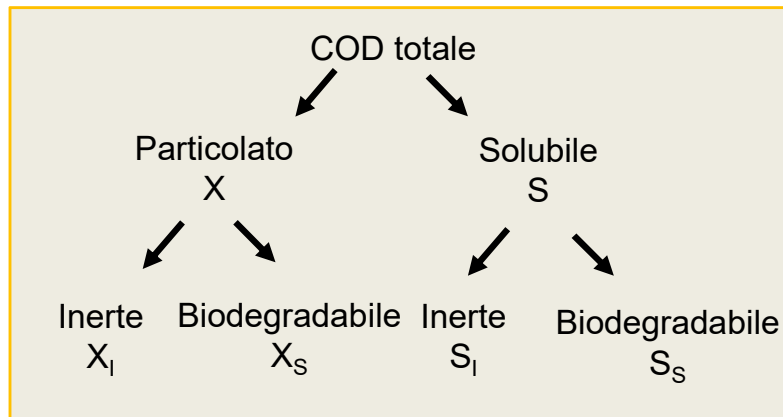


Figura 1 - Esempio di frazionamento del COD in reflui civili (Masotti, 2011; Metcalf and Eddy, 2014).

In accordo con la figura 1, le quattro frazioni sono del COD presenti nel refluo sono:

- X_I , particolato inerte;
- X_S , particolato biodegradabile (lentamente biodegradabile): essendo la frazione X_S particolata la sua degradazione è assunta essere più lenta rispetto a S_S , in quando (è assunto) che necessiti di ulteriore processo di idrolisi prima della degradazione;
- S_I , Solubile inerte; la frazione solubile ed inerte attraversa inalterata gli impianti di trattamento reflui convenzionali e quindi la si ritrova negli effluenti allo scarico;
- S_S , Solubile biodegradabile (velocemente biodegradabile); è assunto che sia costituita da molecole organiche di piccole dimensioni e che possa essere degradata velocemente.

Le quantità in cui il COD è frazionato variano con le caratteristiche del refluo civile. Occorre però sottolineare che nel caso specifico del trattamento reflui, biodegradabile ed inerte (come anche velocemente e lentamente biodegradabile) hanno un significato “relativo”; infatti risulta biodegradabile quello che all’interno dell’impianto è degradato ed



inerte quello che non lo è. Questo significa, ad esempio, che aumentare il tempo di residenza del refluo nell'impianto può aumentare le frazioni biodegradabili.

La tabella 1 riporta, per un refluo civile, le quantità che di solito vengono associate alle varie frazioni appena descritte.

Tabella 7 - Esempio di possibile frazionamento del COD di un refluo civile (Henze et al., 2000; Masotti, 2011).

Componente	Frazione (%)
X_I	10-20
X_S	40-60
S_I	7-11
S_S	20-30

3. Energia nelle acque reflue

Recenti ricerche hanno stimato che l'energia contenuta nelle acque reflue sia cinque-dieci volte quella necessaria al loro trattamento (WERF, 2014). L'energia totale (E_{tot}) contenuta nelle acque reflue può essere scomposta nelle tre componenti: chimica (E_c), termica (E_t) e cinetica (idraulica, E_i).

$$E_{tot} = E_c + E_t + E_i \quad (\text{Eq. 3})$$

Delle tre componenti l'energia termica costituisce circa l'80 %, mentre circa 20 % è rappresentata da energia chimica (Fig. 2) (WERF, 2014). L'energia cinetica (idraulica), generalmente, rappresenta meno dell'1% dell'energia ricavabile dai reflui, anche se il peso di tale frazione può cambiare considerevolmente a seconda delle caratteristiche del territorio (ad esempio comunità montane).

L'energia termica può essere estratta attraverso l'utilizzo di pompe di calore. Vi sono però vari ostacoli che limitano il recupero di calore dalle acque reflue, quali la carenza di infrastrutture, soprattutto per la distribuzione del calore eventualmente recuperato. Inoltre, occorre che le infrastrutture in grado di utilizzare l'energia termica così prodotta si trovino in prossimità delle installazioni che la producono, in modo da contenere le dispersioni di calore (WERF, 2014). L'utilizzo dell'energia termica delle acque reflue quindi, a parte specifiche situazioni favorevoli, richiederebbe investimenti mirati nelle future urbanizzazioni.

La stima dell'energia totale (chimica, termica e cinetica) contenuta nei reflui può essere eseguita con le stesse assunzioni della WERF (2014; 2015), che prevedono che tutta l'energia presente possa essere recuperata.

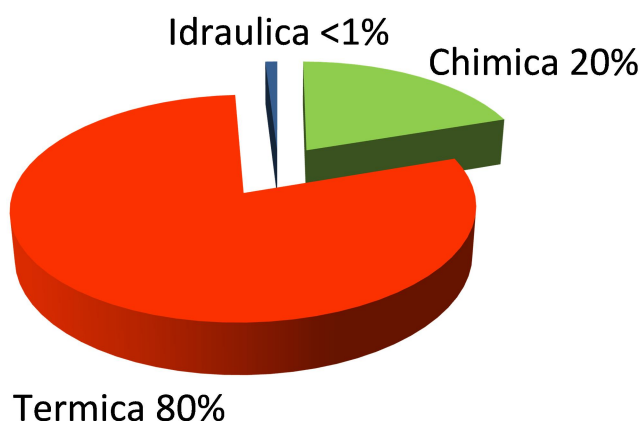


Figura 2 - Stima di ripartizione del contenuto totale di energia presente nei reflui, assumendo un recupero del 100% (WERF, 2014).

3.1 ENERGIA CHIMICA

L'energia chimica totale presente nei reflui è stimata in funzione del contenuto di COD assumendo che questo possa essere completamente ossidato. Questo suggerisce che il contenuto energetico dipenda dalle caratteristiche del refluo (si veda capitolo 2 che riassume le caratteristiche principali dei reflui). WERF (2014) assume un contenuto energetico della sostanza organica pari a $13,8 \text{ kJ g}_{\text{COD}}^{-1}$, valore che risulta ragionevole se confrontato con valori di letteratura (Shizas and Bagley, 2004) e una concentrazione di $358 \text{ mg}_{\text{COD}} \text{ L}^{-1}$ ($358 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ m}^{-3}$, valore ragionevole per le acque reflue civili). Occorre però ricordare che il valore di energia chimica può presentare variazioni significative (Heidrich et al., 2011).

Conoscendo la concentrazione di COD (g m^{-3}) di un refluo, il contenuto di energia chimica (E_c) può essere calcolato con la seguente equazione:

$$E_c(\text{kJ}/\text{m}^3) = 13,8(\text{kJ}/\text{g}_{\text{COD}}) \cdot \text{COD}(\text{g}_{\text{COD}}/\text{m}^3) \quad (\text{eq. 4})$$

Nel caso specifico dell'acqua reflua presa come riferimento, ovvero concentrazione pari a $358 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ m}^{-3}$ (WERF, 2014), il contenuto di energia chimica risulta essere:

$$E_c(\text{kJ}/\text{m}^3) = 13,8(\text{kJ}/\text{g}_{\text{COD}}) \cdot 358(\text{g}_{\text{COD}}/\text{m}^3) = 4940,4(\text{kJ}/\text{m}^3) \quad (\text{eq. 5})$$

3.2 ENERGIA TERMICA

Il contenuto energia termica (E_t) del refluo può essere stimato assumendo che la densità ($\rho_{\text{acq}}=1000 \text{ kg m}^{-3}$) ed il calore specifico ($C_s = 4,186 \text{ kJ kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{K}^{-1}$ a pressione costante di 1 atm) dei reflui siano pari a quelli dell'acqua:

$$E_t(\text{kJ}) = C_s(\text{kJ}/\text{kg } ^\circ\text{K}) \cdot M_{\text{acq}}(\text{kg}) \cdot \Delta T(^{\circ}\text{K}) \quad (\text{eq. 6})$$

Utilizzando la definizione di densità si ottiene:

$$E_t(\text{kJ}) = C_s(\text{kJ}/\text{kg } ^\circ\text{K}) \cdot V_{\text{acq}}(\text{m}^3) \cdot \rho_{\text{acq}}(\text{kg}/\text{m}^3) \cdot \Delta T(^{\circ}\text{K}) \quad (\text{eq. 7})$$

Dividendo per il volume per ottenere l'energia specifica per m^3 si ottiene:

$$E_t(\text{kJ}/\text{m}^3) = C_s(\text{kJ}/\text{kg } ^\circ\text{K}) \cdot \rho_{\text{acq}}(\text{kg}/\text{m}^3) \cdot \Delta T(^{\circ}\text{K}) \quad (\text{eq. 8})$$

Sostituendo i valori e risolvendo si ottengono le due equazioni seguenti.

$$E_t(\text{kJ}/\text{m}^3) = 4,186(\text{kJ}/\text{kg } ^\circ\text{K}) \cdot 1000(\text{kg}/\text{m}^3) \cdot \Delta T(^{\circ}\text{K}) \quad (\text{eq. 9})$$

$$E_t(\text{kJ}/\text{m}^3) = 4186(\text{kJ}/\text{m}^3 \text{ } ^\circ\text{K}) \cdot \Delta T(^{\circ}\text{K}) \quad (\text{eq. 10})$$



Dove M_{acq} rappresenta la massa, V_{acq} il volume di acqua e ΔT la variazione di temperatura.

Secondo WERF (2014) l'energia termica potrebbe essere praticamente recuperata dai reflui attraverso scambiatori di calore per differenze di temperature di 5 °C. Accettando questa ipotesi risulterebbe $E_t = 20930 \text{ kJ m}^{-3}$.

3.3 ENERGIA CINETICA (IDRAULICA)

L'energia cinetica (idraulica), E_i , può essere semplicemente stimata come differenza di energia potenziale a monte e a valle del salto di altezza h sfruttabile per la conversione in energia cinetica, assumendo, come per il caso dell'energia termica, la densità dei reflui pari all'acqua (1000 kg m^{-3}):

$$E_i(\text{kJ}) = M_{acq}(\text{kg}) \cdot g(\text{m/s}^2) \cdot h(\text{m}) \cdot 10^{-3}(\text{kJ/J}) \quad (\text{eq. 11})$$

Utilizzando la definizione di densità si ottiene:

$$E_i(\text{kJ}) = V_{acq}(\text{m}^3) \cdot \rho_{acq}(\text{kg/m}^3) \cdot g(\text{m/s}^2) \cdot h(\text{m}) \cdot 10^{-3}(\text{kJ/J}) \quad (\text{eq. 12})$$

Dividendo per il volume, sostituendo i valori e svolgendo i calcoli si ottengono le due equazioni seguenti.

$$E_i(\text{kJ/m}^3) = \rho_{acq}(\text{kg/m}^3) \cdot g(\text{m/s}^2) \cdot h(\text{m}) \cdot 10^{-3}(\text{kJ/J}) \quad (\text{eq. 13})$$

$$E_i(\text{kJ/m}^3) = 9,81(\text{kN/m}^3) \cdot h(\text{m}) \quad (\text{eq. 14})$$

Dove g è l'accelerazione gravitazionale e h l'altezza del liquido da cui è potenzialmente possibile recuperare l'energia. Accettando le ipotesi del WERF di una altezza media tipica di 1m si ottiene $E_i=9,8 \text{ kJ m}^{-3}$.

3.4 CONTENUTO TOTALE DI ENERGIA NEI REFLUI

Da quanto appena esposto si può dedurre che il contenuto di energia dei reflui cambi considerevolmente a seconda delle sue caratteristiche chimiche (ovvero contenuto di sostanza organica) e dalle condizioni del territorio.

Accettando le assunzioni di WERF (2014), ovvero una concentrazione tipica dei reflui civili di $358 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ m}^{-3}$, una variazione di temperatura di 5°C nello scambiatore di calore ed un salto idraulico di 1 m, il contenuto totale di energia può essere così stimato:

$$\begin{aligned} E_{\text{tot}}(\text{kJ}/\text{m}_3) &= 13,8(\text{kJ}/\text{g}_{\text{COD}}) \cdot 358(\text{g}_{\text{COD}}/\text{m}^3) + 4186(\text{kJ}/\text{m}^3 \text{ } ^\circ\text{K}) \cdot 5(^{\circ}\text{K}) + 9,81(\text{kN}) \cdot 1(\text{m}) \\ &= 4940(\text{kJ}/\text{m}^3) + 20930(\text{kJ}/\text{m}^3) + 9,81(\text{kJ}/\text{m}^3) = 25880 \end{aligned}$$

(eq. 15)

Il consumo di energia necessario al trattamento dei reflui cambia considerevolmente a seconda delle tecnologie utilizzate e degli standard di qualità richiesti allo scarico; inoltre, anche la dimensione stessa degli impianti influisce sulla quantità di energia necessaria al trattamento con consumi che tendenzialmente diminuiscono all'aumentare dei volumi trattati (Longo et al., 2016).

Il fabbisogno di energia elettrica necessaria al trattamento dei reflui (negli Stati Uniti) è stimata da WERF (2014) in circa $0,43 \text{ kWh m}^{-3}$ pari a $1,5 \text{ MJ m}^{-3}$. Sebbene questo valore sia ricavato sulla base di analisi di impianti di depurazione negli Stati Uniti, tale stima è in linea con le misure eseguite in Europa (Longo et al., 2016). Questi valori di fabbisogno, però, aumentano considerevolmente se si considera il totale di energia primaria necessaria che si assesta a $5,39 \text{ MJ m}^{-3}$ (WERF, 2014).

Dalla equazione 5 si nota che il contenuto di energia chimica dei reflui (4940 kJ m^{-3}) è circa uguale all'energia primaria necessaria al loro trattamento; allo stesso modo, il contenuto totale di energia dei reflui (25880 kJ m^{-3}) è quasi 5 volte quanto necessario al loro trattamento (eq. 15).

Se si considerano i circa 5000 milioni di $\text{m}^3 \text{ anno}^{-1}$ di reflui civili generati in Italia (si veda sezione sulla caratterizzazione dei reflui), il consumo energetico necessario per il trattamento dei reflui in Italia si assesta a valori di circa $7500 \text{ TJ anno}^{-1}$ e $27000 \text{ TJ anno}^{-1}$ per l'energia elettrica e primaria, rispettivamente.

Il fabbisogno di energia elettrica in Italia del 2017 è stato di $320,5 \text{ TWh anno}^{-1}$ (Terna, 2018) pari a circa $1,15 \cdot 10^6 \text{ TJ anno}^{-1}$; il consumo annuale lordo di energia primaria in Italia è pari a circa $160\text{-}170 \text{ Mtep anno}^{-1}$ (ENEA, 2017; MISE, 2018), corrispondenti a circa $7 \cdot 10^6 \text{ TJ anno}^{-1}$. Ne risulta che i consumi nazionali richiesti per il trattamento delle acque reflue possono essere stimati in circa lo 0,65% e lo 0,39% del totale di energia elettrica e di energia primaria.

Allo stesso modo si può stimare che l'energia totale presente nelle acque di rifiuto prodotte annualmente in Italia ammonta a circa $129 \cdot 10^3 \text{ TJ anno}^{-1}$, che corrisponde a circa l'1,84% del consumo nazionale di energia primaria.

3.5 RECUPERO DI ENERGIA DAI REFLUI

Nonostante il contenuto energetico delle acque reflue sia importante, le difficoltà maggiori risiedono nella possibilità e nella capacità di estrarre e gestire tale energia.

Per quanto riguarda le due frazioni termica e cinetica, dal punto di vista tecnologico, valgono tutte le considerazioni comuni per l'utilizzo di queste forme di energia, ad esempio, delle pompe di calore o tipiche dell'energia idroelettrica. Per tali ragioni, in questo documento, l'utilizzo di queste due forme di energia non sarà trattato nel dettaglio. Ci si limita a sottolineare che lo sfruttamento di queste due forme di energia dipende specificatamente dalle condizioni del territorio (energia cinetica) e dalla presenza di utilizzatori di energia termica in prossimità delle strutture che le producono. Questo

evidenza, la necessità di una eventuale valutazione di fattibilità per la loro produzione ed utilizzo in sede di progetto degli impianti e di pianificazione territoriale. Per gli impianti di trattamento reflui esistenti, invece, occorrono valutazioni caso-specifiche. In ogni modo, definiti i contenuti energetici, come descritto in questo documento, le considerazioni da effettuare per il loro utilizzo non sono specifiche per la depurazione delle acque.

Diverso è invece il caso dell'energia chimica. La quantità di energia chimica che può essere estratta dipende considerevolmente dalle scelte tecnologiche effettuate in fase di progettazione dell'impianto di depurazione. La scelta della linea di trattamento per il raggiungimento degli standard di qualità allo scarico, infatti, influenza anche la quantità di energia che può essere estratta. Occorre sempre ricordare che gli impianti di trattamento reflui sono progettati e gestiti con lo scopo sostanziale di rimuovere gli inquinanti per salvaguardare lo stato di qualità dell'ambiente recettore. La produzione di energia, quindi, non può trascurare le efficienze di trattamento.

Molti sono i processi studiati per il recupero di energia dai reflui. Di questi, solo i trattamenti anaerobici (utilizzando vari processi e tecnologie) presentano al momento una maturità tecnologica pronta per il mercato, ed, infatti, è già frequente la loro applicazione in piena scala. Di altri processi, invece, nonostante ampiamente studiati, la maturità tecnologica è ancora lontana da una possibile applicazione in piena scala. Ad esempio, secondo WERF (2014) l'utilizzo della gassificazione per il trattamento reflui richiede ancora 20 anni per il raggiungimento della "market readiness".

4. Flusso di energia chimica negli impianti di trattamento reflui

Il trattamento delle acque reflue avviene per lo più in impianti centralizzati. Le tecnologie applicate sono molto numerose e prevedono comunemente la combinazione di trattamenti chimico-fisici e biologici che possono variare tra i diversi impianti. Per ogni stadio di trattamento, sono oggi disponibili sul mercato differenti tecnologie e varianti delle stesse tecnologie (De Feo et al., 2012; Masotti, 2011; Metcalf and Eddy, 2014). Non è obiettivo di questo documento entrare nel merito di ogni singola tecnologia in quanto sono oggi disponibili numerosi ed eccellenti testi di ingegneria sanitaria che li descrivono in dettaglio (alcuni anche ampiamente consultati per la stesura di questo documento come riportato nei riferimenti bibliografici). Invece, si cercherà di descrivere come l'energia chimica fluisca negli impianti di depurazione e come sia possibile estrarla utilizzando le tecnologie attualmente disponibili (che in effetti sono già frequentemente applicate anche su larga scala).

Dei quasi 18 mila impianti di depurazioni sparsi sul territorio nazionale quasi 10 mila presentano esclusivamente trattamento primario, 5600 trattamento secondario e 2300 trattamento terziario (Appendice 1). Il contrario, invece, vale per gli abitanti equivalenti trattati: infatti, dei circa 75 milioni di abitanti equivalenti (a.e.) serviti effettivi, oltre 50 milioni di a.e. sono sottoposti ad un trattamento terziario, mentre oltre 22 milioni ad un trattamento secondario (ISTAT, 2015).

I dati ISTAT (2015) conducono (tra le altre) a due conclusioni che risultano significative per il presente documento:

- Oltre il 95% dei reflui prodotti in Italia e che confluiscono in impianti di depurazione subiscono un trattamento almeno secondario;
- I maggiori volumi di reflui in Italia confluiscono in grossi impianti centralizzati dove subiscono trattamenti più intensivi (trattamenti secondari e terziari) per fare fronte alle richieste contenute nelle "Norme in Materia Ambientale" (D.Lgs 152/2006).

In accordo con la "Guida alla compilazione" del "Censimento delle acque per uso civile 2015" (ISTAT, 2015), per trattamento almeno secondario si intende *"Trattamento delle acque reflue mediante un processo che in genere comporta il trattamento biologico con sedimentazione secondaria, o mediante altro processo <<omissis>>"*. (Si veda Appendice 1).

Come conseguenza di quanto appena esposto, nel presente documento si farà riferimento ai processi più significativi per la produzione di energia negli impianti di trattamento reflui che sono costituiti da trattamento almeno secondario (un esempio semplificato di schema è riportato in figura 3), che rappresentano il processo che è applicato a oltre il 95% dei reflui prodotti.

La figura 3 riporta un esempio di uno schema semplificato di un impianto di depurazione che include un processo a fanghi attivi (Masotti, 2011). Non sono riportati né i trattamenti preliminari, né i post-trattamenti. Allo stesso tempo, non include eventuali trattamenti tra la linea acque e quella fanghi (ad esempio, l'ispessimento). Questo non significa che questi singoli processi non abbiano effetto sul contenuto energetico di un refluo: ad esempio la disoleatura, rimuovendo gli oli e i grassi dai reflui ne diminuisce il contenuto energetico. Tali processi, però, non saranno trattati singolarmente. In questo documento saranno trattati solo i principali flussi energetici (energia chimica) presi nel loro complesso. La metodologia che si intende proporre permette comunque di essere ampliata ed applicata a singoli flussi presi singolarmente.

Occorre anche aggiungere che la figura 3 riporta la digestione anaerobica per la stabilizzazione dei fanghi. La digestione anaerobica, naturalmente, non è l'unica tecnologia applicabile per la stabilizzazione dei fanghi, ma è certamente quella da preferire nell'ottica della produzione di energia dai reflui. Ad esempio, la stabilizzazione aerobica dei fanghi è altrettanto utilizzata (se non maggiormente) quanto la digestione anaerobica, ma di certo non produce energia.

4.1 FLUSSO DEL COD IN UN IMPIANTO DI DEPURAZIONE

Il refluo che arriva ad un impianto di depurazione è sottoposto ai trattamenti preliminari (ad esempio grigliatura, dissabbiatura, disoleatura, ecc) che hanno lo scopo principale di rimuovere dal flusso idrico delle parti grossolane, abrasive, oleose, ecc. che possono compromettere il funzionamento dei macchinari dei processi successivi (Masotti, 2011). Nonostante questi pretrattamenti abbiano un effetto sulla rimozione della sostanza organica dal flusso di acqua reflua, l'eterogeneità di tali materiali li rende poco adatti ad una loro valorizzazione energetica (con l'eccezione degli oli e grassi). In ogni caso, la loro efficienza di rimozione della sostanza organica dai reflui è piuttosto limitata. Nonostante gli oli e i grassi abbiano un elevato contenuto energetico, la loro quantità nei reflui civili italiani è generalmente ridotta (diverso il caso per i reflui di altri paesi, quali il Regno Unito, dove le abitudini sociali possono invece determinarne la loro presenza in quantità rilevanti).

La figura 3 riporta un esempio di ipotetico flusso di COD in un impianto di depurazione. Questa evidenzia che solo una frazione dell'energia chimica in entrata ad un impianto di depurazione possa essere recuperata. Nel caso specifico della figura 3, solo il 33 % del COD in ingresso viene convertito in metano, mentre il restante viene smaltito come digestato e lo si ritrova nell'effluente. I vari flussi di COD in un impianto di depurazione dipendono dalle caratteristiche del refluo e da come è gestito l'impianto.

Per fare fronte ai fenomeni di eutrofizzazione molti impianti realizzati negli ultimi venti anni hanno previsto l'eliminazione del sedimentatore primario nella linea acque per migliorare la rimozione dei nutrienti. Questo però determina importanti modifiche del flusso di sostanza organica nell'impianto diminuendone significativamente la capacità di estrazione dell'energia (Fig. 4). Infatti, una parte consistente di energia chimica è estratta dal sedimentatore primario (Fig. 5).

In considerazione dei numerosi processi utilizzati per la depurazione delle acque reflue civili, nel presente documento saranno trattati solo i più comuni; la metodologia, però, può essere utilizzata anche per altri processi.

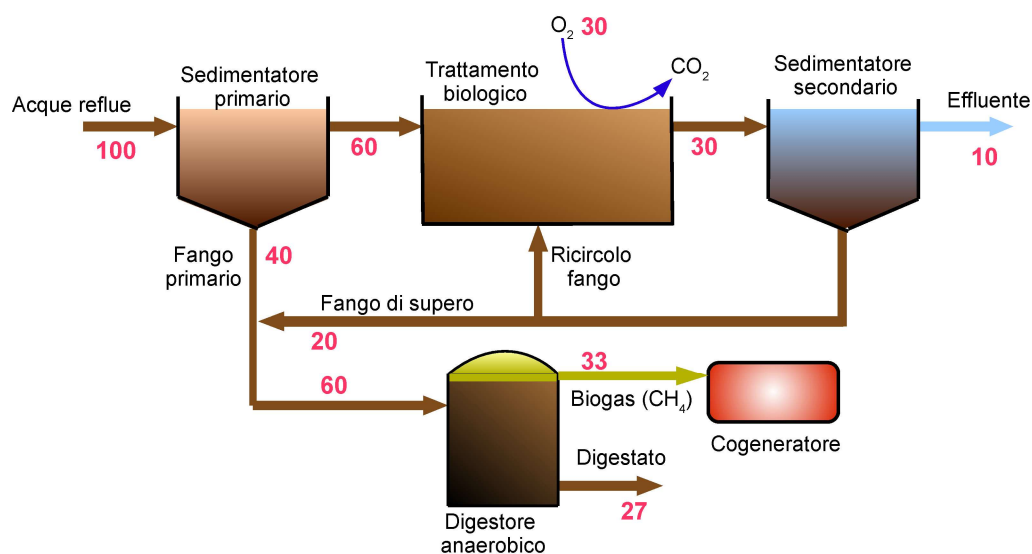


Figura 3 - Esempio di flusso ipotetico di COD (in rosso) in un impianto di depurazione convenzionale (modificato da Wang et al., 2016). Schema semplificato linea acque e fanghi.

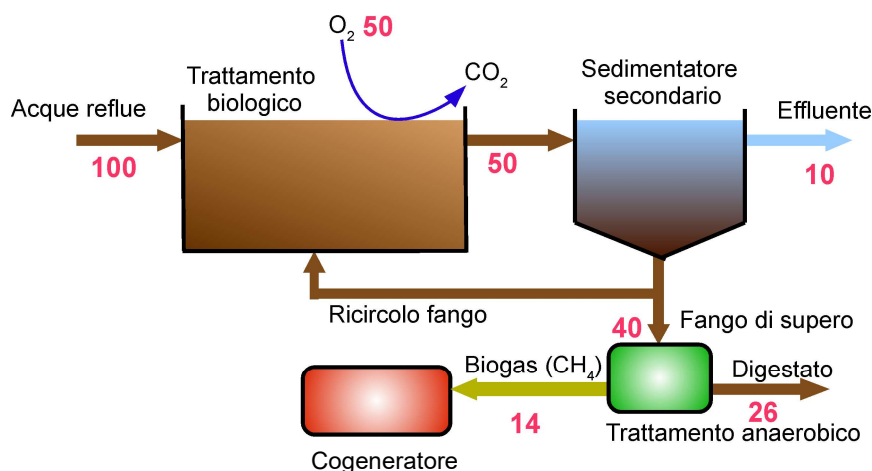


Figura 4 - Esempio di flusso ipotetico di COD (in rosso) in un impianto di depurazione convenzionale senza sedimentatore primario. Schema semplificato linea acque e fanghi.

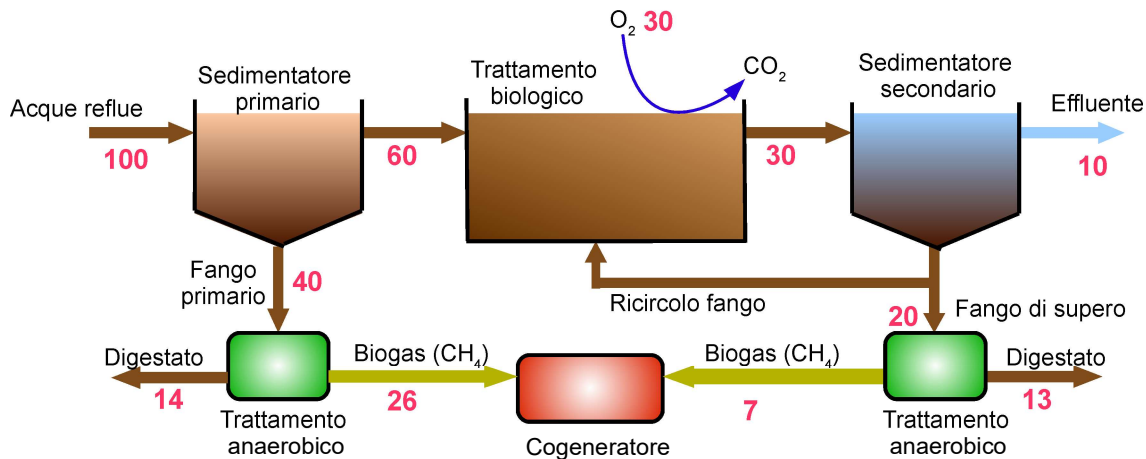


Figura 5 - Scomposizione del flusso di COD (in rosso) tra fango primario (proveniente da sedimentatore primario) e fango secondario (proveniente dal sedimentatore secondario) dell'esempio di figura 3 (Wang et al., 2016). Schema semplificato linea acque e fanghi.

4.1.1 Sedimentatore primario

I sedimentatori primari hanno la funzione di rimuovere i solidi sedimentabili dai reflui (Masotti, 2011). L'efficienza di rimozione dei solidi sedimentabili dipende dalla progettazione e gestione del sedimentatore, ma di solito è approssimativamente del 90 % (Masotti, 2011). La rimozione dei solidi sospesi, invece è molto variabile con valori che possono anche variare dal 10 al 80 %, ma che tipicamente, per sedimentatori ben progettati e gestiti, si aggira tra il 50 e il 60% (Masotti, 2011; Metcalf and Eddy, 2014). La concentrazione del fango primario estratto è anch'essa piuttosto variabile con valori di solidi totali compresi tra 1 e 10 % (Metcalf and Eddy, 2014). Per quanto riguarda le frazioni di COD, si può assumere in prima approssimazione che il sedimentatore rimuova esclusivamente materiale particolato, modificando significativamente la composizione del refluo che giunge ai successivi trattamenti (Gernaey et al., 2014).

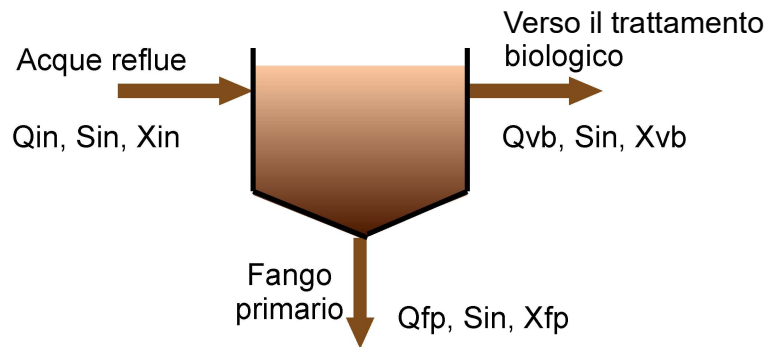


Figura 6 - Schema semplificato di sedimentatore primario. Q_{in} ($m^3 d^{-1}$)= flusso in ingresso; S_{in} ($g_{COD} m^{-3}$)=concentrazione COD solubile; X_{in} ($g_{COD} m^{-3}$)= concentrazione COD particolato; Q_{fp} ($m^3 d^{-1}$)= portata estrazione fango primario; X_{fp} ($g_{COD} m^{-3}$)= concentrazione del COD particolato fango primario; Q_{vb} ($m^3 d^{-1}$)= portata verso vasca biologica; X_{vb} ($g_{COD} m^{-3}$)= concentrazione del COD particolato presente nel flusso verso la vasca biologica.

Utilizzando le definizioni proposte nel capitolo 2 (X per la sostanza organica particolata e S per quella solubile), il flusso di sostanza organica (come COD) che è estratto dal sedimentatore primario è stimata utilizzando la seguente equazione:

$$QM_{fp_{COD}}(g_{COD}/d) = Q_{fp}(m^3/d) \cdot X_{fp}(g_{COD}/m^3) + Q_{fp}(m^3/d) \cdot S_{in}(g_{COD}/m^3) \quad (eq. 16)$$

dove $QM_{fp_{COD}}$ rappresenta il flusso di massa di COD rimosso dal sedimentatore primario per tempo unitario (altri parametri come da figura 6).

La quantità di materiale particolato estratto dal sedimentatore è determinata come:

$$Q_{fp} \cdot X_{fp} = Q_{in} \cdot X_{in} - (Q_{in} - Q_{fp})(1 - f_{X_{RSP}})X_{in} \quad (eq. 17)$$

Dove $f_{X_{RSP}}$ rappresenta la frazione (compresa fra 0 e 1) di rimozione del COD particolato del sedimentatore primario.



Si noti che il sedimentatore primario (e come si vedrà per il sedimentatore secondario) non ha effetto sulla concentrazione della sostanza organica disciolta; per questa ragione, le concentrazioni della sostanza organica solubile in uscita sono uguali a quelle in ingresso (S_{in}).

E' infine da sottolineare che nel sedimentatore primario le reazioni di degradazione sono molto ridotte e quindi considerate trascurabili. Questo significa che il fango primario presenta una maggiore frazione di sostanza organica particolata rispetto al refluo, ma i processi di degradazione sono trascurabili.

Se si considera la sola frazione biodegradabile, che è quella che può essere fermentata a metano nel digestore anaerobico allora le equazioni 16 e 17 diventano:

$$Q_{M_{biod_fp}} (g_{COD}/d) = Q_{fp}(m^3/d) \cdot X_{S_fp}(g_{COD}/m^3) + Q_{fp}(m^3/d) \cdot S_{S_in}(g_{COD}/m^3) \quad (eq. 18)$$

dove $Q_{M_{biod_fp}}$ rappresenta il flusso di massa di COD biodegradabile rimosso dal sedimentatore primario per tempo unitario, X_{S_fp} la concentrazioni di COD particolato biodegradabile e S_{S_in} e quella solubile biodegradabile in ingresso (uguale a quella nel fango primario).

La quantità di COD particolata biodegradabile estratta dal sedimentatore primario è stimata come:

$$Q_{fp} \cdot X_{S_fp} = Q_{in} \cdot X_{S_in} - (Q_{in} - Q_{fp})(1 - f_{X_{RSP}})X_{S_in} \quad (eq. 19)$$

dove X_{S_in} è la concentrazione di COD particolato biodegradabile in ingresso.

Si noti che le considerazioni appena delineate per il sedimentatore primario possono essere applicate, con le opportune specifiche efficienze di separazione solido-liquido anche per altri processi primari quali ad esempio la flottazione.



4.1.2 Vasca biologica e sedimentatore secondario

La quantità di sostanza organica che può essere dirottata dal sedimentatore secondario verso il digestore anaerobico dipende dalla flusso del fango di supero (o fango secondario, Q_{fs} in figura 7) e dalla concentrazione di sostanza organica in esso contenuto (X_{fs} e S_{ef}), esattamente come per il sedimentatore primario.

$$QM_{fsCOD}(g_{COD}/d) = Q_{fs}(m^3/d) \cdot X_{fs}(g_{COD}/m^3) + Q_{fs}(m^3/d) \cdot S_{ef}(g_{COD}/m^3) \quad (eq. 20)$$

dove QM_{fsCOD} rappresenta il flusso di massa di COD rimosso dal sedimentatore secondario per tempo unitario.

Mentre il sedimentatore primario è gestito con l'intento di ottimizzarne l'efficienza di rimozione dei solidi dal refluo in ingresso, il sedimentatore secondario è invece gestito in funzione dei processi della vasca di ossidazione. Infatti, il compito del sedimentatore secondario è quello di rimuovere il fango proveniente dalla vasca biologica (contenente il fango biologico che compie il processo di rimozione degli inquinanti dal refluo) dal flusso in uscita dell'impianto. Della quantità di fango raccolta dal fondo del sedimentatore secondario, solo una frazione è estratta, mentre la porzione maggiore è ricircolata nella vasca biologica per mantenere la concentrazione di biomassa pari a quella prevista nella fase di progetto dell'impianto (Henze et al., 2008; Metcalf and Eddy, 2014).

La quantità di fango estratto dal sedimentatore secondario è in relazione al tempo di ritenzione (o detenzione o permanenza) dei solidi nella vasca di ossidazione biologica, anche detto età del fango (De Feo et al., 2012; Masotti, 2011; Henze et al., 2008; Metcalf and Eddy, 2014). Il tempo di ritenzioni dei solidi (SRT, solids retention time) rappresenta uno dei parametri principali sia nella progettazione che nella gestione degli impianti di trattamento reflui (Henze et al., 2008) ed è definito dalla seguente equazione (Metcalf and Eddy, 2014):

$$SRT(d) = \frac{X_{fb} \cdot V}{Q_{fs} \cdot X_{fs} + Q_{ef} \cdot X_{ef}} \quad (\text{eq. 21})$$

Il significato dei parametri (e le unità di misura) all'interno dell'equazione 22 è descritto in figura 7.

Riorganizzando l'equazione 22 si ottiene che la massa di sostanza organica particolata estratta dal sedimentatore secondario risulta essere:

$$Q_{fs} \cdot X_{fs} = \frac{X_{fb} \cdot V - SRT(d) \cdot Q_{ef} \cdot X_{ef}}{SRT(d)} \quad (\text{eq. 22})$$

Se si assume che la concentrazione di solidi particolati nell'effluente sia nullo (sedimentatore ideale), allora le equazioni 21 e 22 si semplificano rispettivamente nella 23 e 24.

$$SRT(d) = \frac{X_{fb} \cdot V}{Q_{fs} \cdot X_{fs}} \quad (\text{eq. 23})$$

$$Q_{fs} \cdot X_{fs} = \frac{X_{fb} \cdot V}{SRT(d)} \quad (\text{eq. 24})$$

Dalle equazioni 22 e 24 si deduce che la portata dei fanghi da estrarre dal sedimentatore primario dipendono dalle concentrazioni dei solidi sospesi presenti nella vasca biologica e nel fango secondario, tali da mantenerne i valori di progetto per l'SRT. Tipicamente la portata di estrazione dei fanghi secondari è circa 1-2 % della portata dei reflui in ingresso alla vasca biologica, ma come appena specificato sopra, varia in funzione delle concentrazioni di fango per mantenere i valori desiderati di SRT.

La quantità $Q_{fs} \cdot X_{fs}$ viene anche definita come produzione di fango secondario (PX_{fs} , in questo caso misurato come $g_{COD} d^{-1}$; nei testi di ingegneria sanitaria viene di solito riportato con unità di misura di $g_{TSS} d^{-1}$ oppure $g_{VSS} d^{-1}$) che si forma durante i processi di

trattamento reflui e che occorre rimuovere periodicamente dall'impianto per non comprometterne il funzionamento (Metcalf and Eddy, 2014).

Le contrazioni di solidi sospesi totali nei fanghi secondari sono circa 0,8-1%, mentre nella vasca biologica sono circa compresi tra 0.3 e 0.6 % (Metcalf and Eddy, 2014). Questi valori, però, possono variare considerevolmente a seconda delle strategie di gestione dell'impianto.

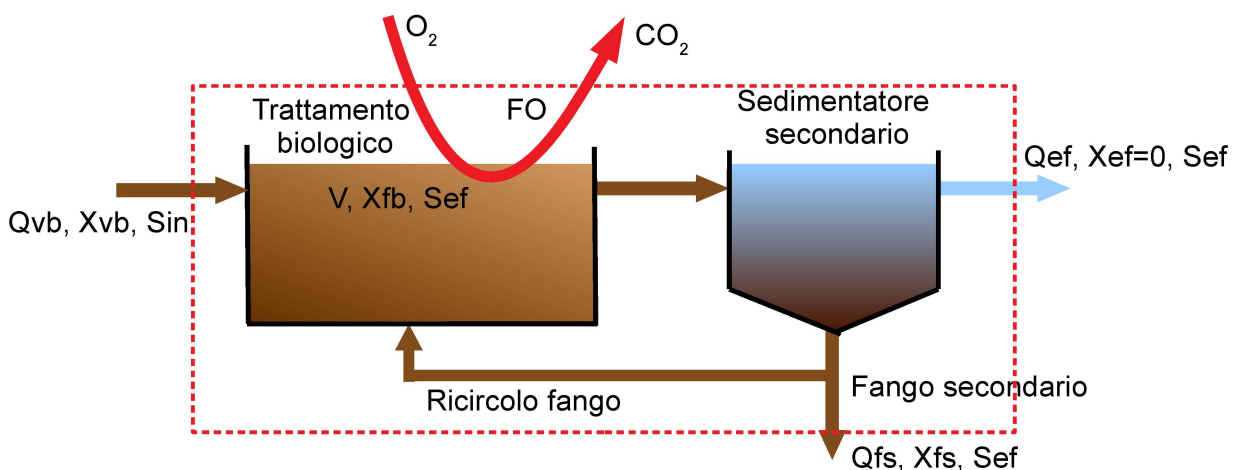


Figura 7 - Schema semplificato della vasca biologica con sedimentatore secondario. Q_{vb} ($m^3 d^{-1}$)=flusso verso la vasca biologica (Fig. 6); X_{vb} ($g_{COD} m^{-3}$)=COD particolato presente nel flusso di refluo diretto alla vasca biologica (Fig. 6); S_{in} ($g_{COD} m^{-3}$) = COD solubile in ingresso al trattamento; V (m^3)= volume della vasca; X_{fb} ($g_{COD} m^{-3}$) = concentrazione della sostanza organica particolata nel fango biologico della vasca di ossidazione; S_{ef} ($g_{COD} m^{-3}$)= concentrazione della sostanza organica solubile nell'effluente; Q_{ef} ($m^3 d^{-1}$)= portata dell'effluente trattato; X_{ef} ($g_{COD} m^{-3}$)= concentrazione della sostanza organica particolata nell'effluente (assunta uguale a zero, sedimentatore ideale); Q_{fs} ($m^3 d^{-1}$) = portata fango secondario; X_{fs} ($g_{COD} m^{-3}$)= concentrazione della sostanza organica particolata nel fango secondario; FO ($g_{O_2} d^{-1}$) = massa di ossigeno utilizzata nell'unità di tempo per la rimozione della sostanza organica nella vasca biologica. La linea tratteggiata rossa ne definisce i limiti del sistema per l'applicazione del bilancio di massa (si veda testo).

4.1.3 Biodegradabilità del fango secondario

Il fango secondario, a differenza di quello primario, deriva da un processo di degradazione degli inquinanti (che nella fattispecie dell'esempio preso in considerazione e riportato in figura 7 è costituito da un processo biologico a fanghi attivi) che determina una variazione determinante della frazione biodegradabile e non biodegradabile della sostanza organica. La loro conoscenza diventa decisiva per la stima del metano che può essere ottenuta nella digestione anaerobica, e quindi della possibilità di produrre energia.

Per quantificare i flussi della varie frazioni (biodegradabile, non biodegradabile, particolato e solubile) della sostanza organica all'interno del processo a fanghi attivi si può applicare un bilancio di massa del COD (assieme all'ossigeno della reazione di ossidazione).

La figura 7 riporta lo schema del sistema biologico oggetto del bilancio di massa. La linea rossa ne definisce i limiti. Il sedimentatore è assunto come un separatore perfetto, con rimozione completa dei solidi sospesi ($X_{ef}=0$), volume nullo e senza reazioni biologiche.

Il bilancio di massa in stato stazionario può essere descritto come in figura 8 e dall'equazione 25 (unità di misura riportate nella didascalia della figura 7). Il bilancio di massa è eseguito considerando la sola rimozione della sostanza organica in un processo a fanghi preso come esempio (Henze et al., 2008; Metcalf and Eddy, 2014). Altri processi biologici potrebbero essere inclusi nel bilancio, integrando le reazioni specifiche. La produzione di fango proveniente da altri processi biologici (ad esempio la nitrificazione) è comunque significativamente minore rispetto a quella derivante dalla rimozione della sostanza organica e, quindi, può essere trascurata ai fini del presente documento.

$$\left[\begin{array}{c} \text{Massa di COD} \\ \text{che entra} \\ \text{per giorno} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{Massa di COD} \\ \text{(particolato +} \\ \text{solubile)} \\ \text{nel fango di} \\ \text{supero per giorno} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{Massa di COD} \\ \text{(solubile)} \\ \text{nell'effluente} \\ \text{per giorno} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{Massa di O}_2 \\ \text{consumato} \\ \text{per giorno} \end{array} \right]$$

Figura 8 - Descrizione del bilancio di massa in stato stazionario dello schema di figura 7.



$$Q_{vb}(S_{in} + X_{vb}) = Q_{fs}(S_{ef} + X_{fs}) + Q_{ef} \cdot S_{ef} + F_O \quad (\text{eq. 25})$$

Osservando la figura 7 si può dedurre che la quantità di sostanza organica che è diretta al digestore anaerobico per la produzione di metano dipende dalla portata del flusso di fango di supero (Q_{fs}) e dalla concentrazione di sostanza organica particolata (che ne rappresenta la maggiore quantità) e solubile in esso contenuto.

Il bilancio di massa in stato stazionario eseguito sulle varie frazioni che compongono il COD del refluo è descritto di seguito. Dettagli di ogni singola frazione possono essere trovati in diversi testi di ingegneria sanitaria ambientale (Dionisi, 2017; Henze et al., 2008; Metcalf and Eddy, 2014).

4.1.4 COD solubile non biodegradabile o inerte (S_I)

La sostanza organica solubile non biodegradabile non subisce alcuna azione dal processo biologico e non è trattenuta dalla sedimentazione. Ne consegue che la sua concentrazione rimane inalterata nel processo biologico (figura 7).

$$S_{I_{ef}} = S_{I_{in}} \quad (\text{eq. 26})$$

dove $S_{I_{ef}}$ e $S_{I_{in}}$ rappresentano, rispettivamente, il COD solubile inerte nell'effluente e nell'influente.

La stima della concentrazione della sostanza organica solubile inerte in ingresso agli impianti di trattamento reflui è di primaria importanza in quanto determina la frazione principale della concentrazione allo scarico (che deve rispettare i limiti di legge). Invece, essendo inerte, non influisce nella produzione di metano e quindi non interviene nella produzione di energia.

La quantità di S_I che è condotta verso il digestore anaerobico è:

$$QM_{SI_{fs}}(g_{COD}/d) = Q_{fs}(m^3/d) \cdot S_{I_{in}}(g_{COD}/m^3) \quad (\text{eq. 27})$$

4.1.5 COD solubile biodegradabile o inerte (S_s)

La concentrazione della sostanza organica biodegradabile in uscita dal trattamento biologico è la stessa che è presente nella vasca a biologica, in quanto, essendo solubile, non è trattenuta dal sedimentatore secondario. Questa subisce processi di rimozione. La sua concentrazione in uscita è stimata dalla seguente equazione (Metcalf and Eddy, 2014):

$$S_s = \frac{K_s(1+b \cdot SRT)}{SRT(\mu_{max}-b)-1} \quad (\text{eq. 28})$$

dove K_s ($g_{COD} m^{-3}$) è coefficiente di saturazione e μ_{max} (d^{-1}) e la massima velocità specifica di crescita microbica della cinetica di Monod, b (d^{-1}) è il tasso specifico di decadimento (morte cellulare), SRT (d) il tempo di ritenzione medio dei solidi.

Dall'equazione 28 si nota che la concentrazione della sostanza organica solubile biodegradabile in uscita dall'impianto dipende dalle caratteristiche specifiche del fango attivo (μ_{max} , K_s , b) e da un parametro di processo (SRT) mentre, invece, non dipende dalla concentrazione in ingresso.

Le vasche biologiche degli impianti di depurazione sono progettate e gestite con SRT superiori ai 5 giorni (Henze et al., 2008; Metcalf and Eddy, 2014), di solito con valori compresi tra i 10 e 25 giorni. Utilizzando l'equazione 5 si ottiene che per valori di SRT pari ad almeno 5 giorni il COD solubile biodegradabile in uscita dall'impianto biologico è inferiore a $1 g_{COD} m^{-3}$ (Figura 9).

Il flusso proveniente dal sedimentatore secondario e diretto verso il digestore anaerobico ha un contenuto di sostanza organica solubile costituito sostanzialmente dalla componente inerte, in quanto la frazione solubile biodegradabile è stata rimossa nella

vasca di ossidazione biologica. Ne consegue, che la parte solubile della sostanza organica proveniente dal sedimentatore secondario ha un effetto trascurabile sulla produzione di metano nel digestore anaerobico.

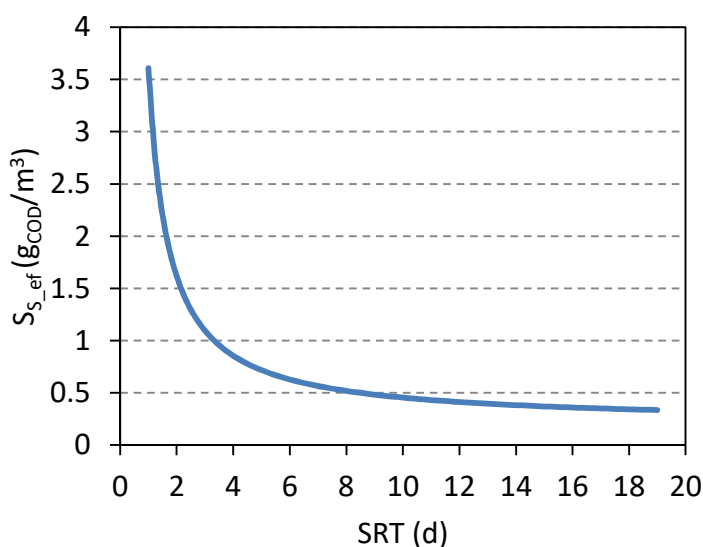


Figura 9 - Andamento della concentrazione della sostanza organica solubile biodegradabile ($S_{S_{ef}}$) in uscita da un processo biologico a fanghi attivi in funzione del tempo di ritenzione medio dei solidi (SRT). Curva ottenuta utilizzando l'equazione 28 e i seguenti valori dei parametri cinetici: $\mu_{max} = 3.5 \text{ d}^{-1}$; e $K_s = 8 \text{ g}_{COD} \text{ m}^{-3}$; $b = 0.088 \text{ d}^{-1}$; valori dei parametri da Metcalf and Eddy (2014) per impianti a 12°C.

4.1.6 COD particolato non biodegradabile o inerte (X_I)

La sostanza organica particolata inerte attraversa la vasca biologica senza subire trasformazioni. A seguito della separazione da parte del sedimentatore secondario essa è raccolta nel flusso di fango secondario. La produzione di particolato organico inerte ($P_{X_{I_{fs}}}$, g_{COD} d⁻¹) nel fango secondario è uguale alla quantità che entra nella vasca biologica (Henze et al., 2008; Metcalf and Eddy, 2014):

$$P_{X_{I_{fs}}} = Q_{fs} \cdot X_{I_{fs}} = Q_{vb} \cdot X_{I_{vb}} \quad (\text{Eq. 29})$$

4.1.7 COD particolato biodegradabile (X_S)

Per il COD biodegradabile particolato valgono le stesse considerazioni della frazione solubile biodegradabile. Infatti, le concentrazioni che si possono trovare nel fango di supero provenienti dal sedimentatore secondario (contrariamente del sedimentatore primario) sono generalmente molto modeste e possono essere trascurate.

4.1.8 Destino della sostanza organica biodegradabile negli impianti di depurazione e produzione di biomassa

La sostanza organica biodegradabile (solubile S_S e particolata X_S) sono rimosse nel processo biologico producendo biomassa batterica (X_B). Allo stesso tempo la biomassa batterica così prodotta subisce processi di morte cellulare per formare materiale endogeno (X_E). Il materiale endogeno, provenendo dalla biomassa batterica presenta natura particolata (almeno ai fini del presente documento). Ai fini della produzione di energia, il materiale endogeno (X_E) che si forma dai processi di morte cellulare è inerte e non contribuisce alla produzione di metano nella digestione anaerobica. La biomassa cellulare (X_B) è, invece, parzialmente biodegradabile ed influisce sulla produzione di metano nella digestione anaerobica dei fanghi.

Entrambe queste quantità possono essere determinate a seguito di un bilancio di massa (Metcalf and Eddy, 2014). Assumendo che tutto il materiale biodegradabile sia rimosso nel processo di ossidazione biologica (che come riportato sopra è un'assunzione ragionevole visto che il COD biodegradabile nella vasca biologica presenta valori molto ridotti) le produzioni di X_B e X_E nel fango di supero dal sedimentatore secondario possono essere stimate con le seguenti equazioni (Metcalf and Eddy, 2014):

$$P_{XB_{fs}} = Q_{fs} \cdot X_{B_{fs}} = \frac{Q_{vb} \cdot Y_B (X_{S_{vb}} + S_{S_{in}})}{1 + b \cdot SRT} \quad (\text{Eq. 30})$$

$$P_{XE_{fs}} = Q_{fs} \cdot X_{E_{fs}} = \frac{Q_{vb} \cdot Y_B (X_{S_{vb}} + S_{S_{in}}) \cdot b \cdot f_d \cdot SRT}{1 + b \cdot SRT} = P_{XB_{fs}} \cdot b \cdot f_d \cdot SRT \quad (\text{Eq. 31})$$



ENERGIA E SOSTENIBILITÀ
PER LA
PUBBLICA AMMINISTRAZIONE

dove Y_B è la resa di produzione di biomassa batterica ($g_{\text{COD biomassa prodotta}} / g_{\text{COD sostanza organica rimossa}}^{-1}$), b (d^{-1}) è il tasso specifico di decadimento (morte cellulare), SRT (d) il tempo di ritenzione medio dei solidi, f_d frazione di biomassa che rimane come detrito batterico a seguito del processo di decadimento (morte) microbico.

Le equazioni 30 ed 31 mostrano come il tempo di ritenzione dei solidi (SRT), un parametro di progetto e di gestione degli impianti di depurazione, sia determinante per caratterizzare il fango secondario che si forma. Infatti, all'aumentare dell'SRT, diminuisce la produzione di fango (Fig. 10); inoltre, diminuisce la frazione biodegradabile (X_B) mentre aumentano le frazioni inerti (X_I e X_E) (Fig. 11). Per aumentare la produzione di metano, quindi, occorre gestire gli impianti con ridotto SRT.

Questo, però, non sempre può essere applicato, in quanto ridotti SRT non sempre assicurano specifici processi di rimozione degli inquinanti (ad esempio la rimozione dell'azoto). Inoltre, la gestione degli impianti di depurazione è spesso condotta con l'intento di minimizzare la produzione di fango (quindi, mantenendo elevato SRT) per ridurre i quantitativi da smaltire.

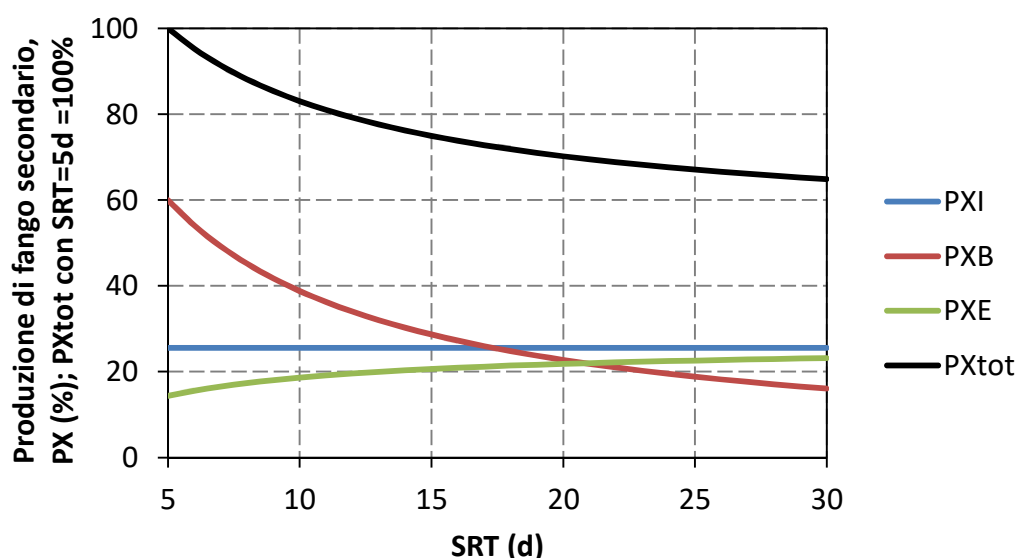


Figura 10 - Effetto del tempo di ritenzione dei solidi (SRT) sulla produzione di fango scomposto delle varie componenti di sostanza organica: $PX_{tot} = PX_I + PX_B + PX_E$; 100 % come valore di PX_{tot} per $SRT = 5d$. Valori dei parametri come da esercizio 1 (si veda sotto).

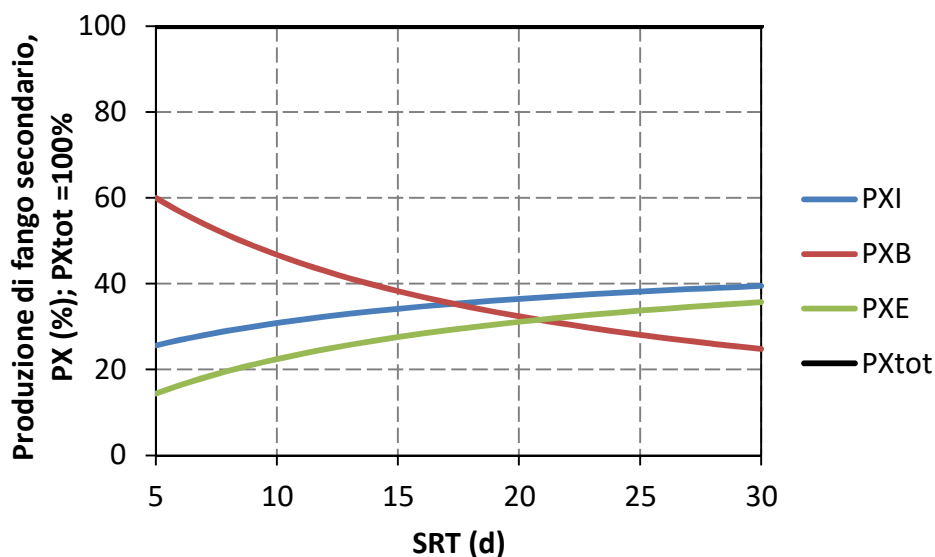


Figura 11 - Effetto del tempo di ritenzione dei solidi (SRT) sulle caratteristiche del fango prodotto $PX_{tot} = PX_I + PX_B + PX_E = 100\%$. Valori dei parametri come da esercizio 1 (si veda sotto).

4.1.9 Digestore anaerobico

Nel digestore anaerobico avvengono i processi fermentativi che portano alla produzione di biogas. Questo è costituito da una miscela di vari gas tra i quali principalmente metano ed anidride carbonica (in proporzioni variabili); in quantità ridotte sono presenti altri gas, quali ammoniaca, idrogeno e acido solfidrico.

Come eseguito precedentemente (Figg. 7 e 8) applicando il bilancio di massa in stato stazionario, si ottiene che il COD in ingresso deve essere uguale al COD in uscita (Metcalf and Eddy, 2014; Sotemann et al., 2005).

$$COD_{in} = COD_d + COD_g$$

(Eq. 32)

dove COD_{in}, COD_d e COD_g sono rispettivamente il COD in ingresso, COD nel digestato in uscita e il COD nel gas prodotto (Fig. 12).

Utilizzando i simboli riportati in figura 12, l'equazione 32 diventa:

$$Q_{fp}(S_{in} + X_{fp}) + Q_{fs}(X_{fs} + S_{ef}) = Q_d(S_d + X_d) + Q_g \cdot G \quad (\text{Eq. 33})$$

dove la descrizione dei parametri è riportata in figura 12.

Per determinare la quantità di metano che può essere prodotta nel digestore anaerobico occorre conoscere la frazione di sostanza organica biodegradabile in ingresso. Le assunzioni sono che ciò che non è biodegradabile nella vasca di ossidazione non lo sia neppure in digestione anaerobica come confermato da osservazioni sperimentali (Ekama et al., 2007). Per cui X_I , X_E , S_I sono non biodegradabili e non portano alla formazione di metano.

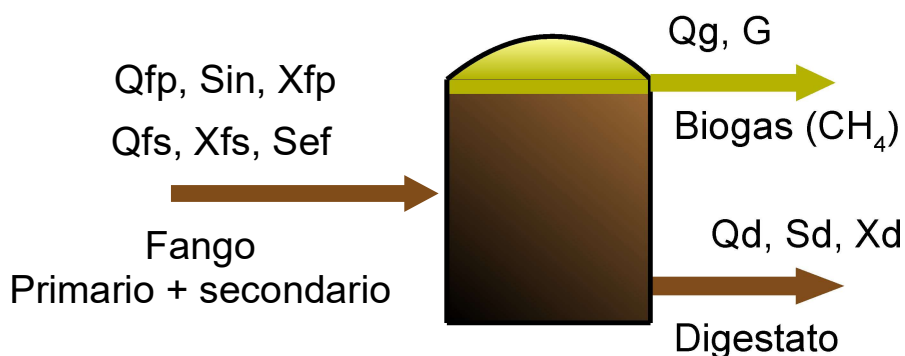


Figura 12 - Rappresentazione schematica semplificata di un digestore anaerobico per il trattamento di fanghi di impianti di depurazione. Q_{fp} , S_{in} , X_{fp} come da figura 6; Q_{fs} , X_{fs} , S_{ef} come da figura 7; Q_g ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) = portata di gas prodotto, G ($\text{g}_{\text{COD}} \text{m}^{-3}$) = concentrazione di COD (metano) nel gas; Q_d ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) = portata di fango di supero in uscita dal digestore; S_d ($\text{g}_{\text{COD}} \text{m}^{-3}$) = concentrazione di sostanza organica solubile nel digestato; X_d ($\text{g}_{\text{COD}} \text{m}^{-3}$) = concentrazione di sostanza organica particolata nel digestato.

La biomassa batterica (X_B) prodotta nella vasca biologica rappresenta la parte più critica nella digestione anaerobica. Questa, infatti, è solo parzialmente biodegradabile, e la frazione di biodegradabilità influisce significativamente nella resa di produzione di metano. Inoltre, la frazione che viene fermentata in condizioni anaerobiche dipende dal tempo di residenza (SRT) all'interno dell'impianto anaerobico dove alti tempi di residenza determinano tendenzialmente maggiore biodegradazione. Sembra ragionevole assumere che la frazione inerte della biomassa in condizioni anaerobiche sia coerente con la frazione di materiale endogeno (f_d) che si forma nel processo di decadimento cellulare. Impianti ben progettati e gestiti ottengono rimozioni superiori al 90% della sostanza organica biodegradabile (Metcalf and Eddy, 2014).

L'equazione 33 può essere ampliata considerando la sola frazione biodegradabile della sostanza organica in ingresso al digestore. L'equazione 34 assume che la sostanza organica sia fermentata per formare biomassa (X_B nel digestore anaerobico: X_{B_DA} , $g_{COD} m^{-3}$) e rispettivo materiale di decadimento cellulare (X_{E_DA} , $g_{COD} m^{-3}$).

$$Q_{fp}(S_{Sin} + X_{Sfp}) + Q_{fs}(X_B(f_{biob})) = Q_d(X_{B_DA} + X_{E_DA}) + Q_g \cdot G \quad (\text{eq. 34})$$

dove f_{biob} (assunto uguale a $1-f_{d_DA}$) rappresenta la frazione di X_B biodegradabile nel digestore anaerobico.

La resa di crescita microbica (Y_{DA}) in condizioni anaerobiche (nel digestore) è molto minore rispetto a quella aerobica (vasca di ossidazione) a causa delle minori rese energetiche delle reazioni biochimiche in assenza di accettori di elettroni inorganici (Metcalf and Eddy, 2014). Per questa ragione una prima stima del metano potenziale producibile può essere eseguita modificando l'equazione 32 (sempre assumendo stato stazionario):

$$\text{CODbiodegradabile}_{\text{rimosso}} = \text{CODbiomassa} + \text{CODg} \quad (\text{Eq. 35})$$

Siccome, come anticipato la resa di crescita della biomassa (misurata come COD prodotto) in condizioni anaerobiche è generalmente piccola (di solito inferiore al 10% del COD rimosso), la quantità di metano prodotta può essere, in prima approssimazione stimata pari a circa il 90% del COD rimosso. L'equazione 35 fa riferimento al COD biodegradabile rimosso dal flusso liquido, che in prima approssimazione è individuato dall'equazione 34 (assumendo reattori ben progettati e gestiti).

Per avere stime di biomassa prodotta (assieme ai prodotti di decadimento cellulare) più precisi ed in funzione del tempo di residenza della sostanza organica nel reattore anaerobico occorre utilizzare le equazioni 30 e 31 viste per la vasca di ossidazione. Occorre prestare attenzione che i valori delle costanti cinetiche e stechiometriche sono differenti per le reazioni biochimiche in condizioni aerobiche (vasca di ossidazione) ed anaerobiche (digestore).

4.2 ESEMPI

Gli esempi descritti non sono certamente esaustivi delle numerosissime tecnologie oggi applicate per il trattamento dei reflui (Metcalf and Eddy, 2014).

I tre esempi, invece, vogliono descrivere tre situazioni tipiche:

- Esempio 1: configurazione oggi maggiormente diffusa;
- Esempio 2: configurazione oggi preferita per la rimozione dell'azoto per scarico in zone sensibili a rischio di eutrofizzazione e per la riduzione della produzione di fango;
- Esempio 3: configurazione per l'ottimizzazione del recupero di energia.

4.2.1 Esempio 1

Stima della produzione di metano in un impianto di depurazione il cui flusso semplificato è costituito da un sedimentatore primario, processo a fanghi attivi (vasca biologica e sedimentatore secondario) e digestore anaerobico (Fig. 3).

Le caratteristiche dell'impianto sono:

- Flusso trattato (Q_{in}) $5000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (ovvero circa 100000 a.e.);
- COD in ingresso pari a 500 g m^{-3} frazionato come proposto da Masotti (2011) in: $S_s = 20\%$ ($100 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ m}^{-3}$); $X_s = 60\%$ ($300 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ m}^{-3}$); $S_i = 7\%$ ($35 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ m}^{-3}$); $X_i = 13\%$ ($65 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ m}^{-3}$);
- Rimozione del materiale particolato nel sedimentatore primario pari al 50% (ovvero $f_{X_RSP} = 0,5$) e portata fanghi primari pari all'1% del flusso in ingresso.
- La vasca biologica è gestita con un tempo di ritenzione dei solidi (SRT) pari a 10 giorni, mentre il digestore anaerobico con SRT di 30 d.
- I valori assunti per le reazioni biologiche nella vasca di ossidazione sono (Gernaey et al., 2014; Henze et al., 2008): $Y_B = 0.67 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{COD}}^{-1}$; $f_d = 0.2 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{COD}}^{-1}$; $b = 0.24 \text{ d}^{-1}$; quelli per il digestore sono: $Y_{DA} = 0.10 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{COD}}^{-1}$; $f_{\text{biol}} = 0.8$, (frazione biodegradabile di X_B); $f_{dDA} = 0.2 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{COD}}^{-1}$ (frazione di materiale endogeno formato nel processo di decadimento cellulare in condizioni anaerobiche); $b_{DA} = 0.03 \text{ d}^{-1}$ (tasso specifico di decadimento cellulare in condizioni anaerobiche).

4.2.1.1. Sedimentatore primario

Le concentrazioni della sostanza organica particolata (X) e disciolta (S) in ingresso al sedimentatore sono:



ENERGIA E SOSTENIBILITÀ
PER LA
PUBBLICA AMMINISTRAZIONE

$$X = 300 + 65 = 365 \left(\frac{g_{COD}}{m^3} \right)$$

$$S = 100 + 35 = 135 \left(\frac{g_{COD}}{m^3} \right)$$

La portata di fango (Q_{fp}) estratta dal sedimentatore primario è

$$Q_{fp} = \frac{5000}{100} = 50 \left(\frac{m^3}{d} \right)$$

La quantità di sostanza organica particolata estratta dal sedimentatore primario è pari a (eq. 17):

$$\begin{aligned} Q_{fp} \cdot X_{fp} &= 5000(m^3/d) \cdot 365(g_{COD}/m^3) - [5000(m^3/d) - 50(m^3/d)](1 - 0,5) \\ &\cdot 365(g_{COD}/m^3) = 921625(g_{COD}/d) \end{aligned}$$

La quantità di sostanza organica totale (particolata più solubile) estratta nel fango del sedimentatore primario è (eq. 16):

$$QM_{fpCOD} = 921625(g_{COD}/d) + 50(m^3/d) \cdot 135(g_{COD}/m^3) = 928375(g_{COD}/d)$$

Di questa sostanza organica solo una frazione è biodegradabile (eqq. 18 e 19)

$$\begin{aligned} Q_{fp} \cdot X_{S_{fp}} &= 5000(m^3/d) \cdot 300(g_{COD}/m^3) - [5000(m^3/d) - 50(m^3/d)](1 - 0,5) \\ &\cdot 300(g_{COD}/m^3) = 757500(g_{COD}/d) \end{aligned}$$

$$QM_{biod_{fpCOD}}(g_{COD}/d) = 757500(g_{COD}/d) + 50(m^3/d) \cdot 100(g_{COD}/m^3) = 762500(g_{COD}/d)$$



ENERGIA E SOSTENIBILITÀ
PER LA
PUBBLICA AMMINISTRAZIONE

Dai risultati si nota che la quantità di sostanza organica solubile estratta dal sedimentatore primario è generalmente molto ridotta (nel caso specifico inferiore all'1%) rispetto a quella particolata per cui potrebbe essere trascurata.

4.2.1.2. Fango secondario

La quantità di sostanza organica solubile può essere calcolata utilizzando le equazioni 26 e 28; avendo questa componente un effetto estremamente ridotto sulla produzione di metano (perché la frazione biodegradabile è molto ridotta, eq. 28), è trascurata in questo esempio.

La produzione di fango secondario è calcolata con le equazioni 29, 30, 31.

$$P_{XB_{fs}} = \frac{4950(m^3/d) \cdot 0,67[150(g_{COD}/m^3) + 100(g_{COD}/m^3)]}{1 + 0,24(1/d) \cdot 10(d)} = 243860(g_{COD}/d)$$

$$P_{XE_{fs}} = 243860 \cdot 0,24(1/d) \cdot 0,2 \cdot 10(d) = 117053(g_{COD}/d)$$

$$P_{XI_{fs}} = 4950(m^3/d) \cdot 32,5(g_{COD}/m^3) = 160875(g_{COD}/d)$$

La produzione di COD particolato che viene inviato al digestore anaerobico è pari a 521,788 (243860+117053+160875) kg_{COD_particolato} d⁻¹. Di questa quantità solo una frazione ridotta e costituita dalla biomassa (X_B), la quale può essere fermentata nel digestore anaerobico per produrre metano:

Dalle equazioni appena ottenute si nota che la quantità maggiore di sostanza organica biodegradabile diretta verso il digestore anaerobico proviene dal sedimentatore primario. In questi calcoli è stato trascurato il flusso di sostanza organica solubile in quanto trascurabile. Volendola calcolare, è sufficiente conoscere il flusso di fango di supero utilizzando le equazioni 20 o 27.



ENERGIA E SOSTENIBILITÀ
PER LA
PUBBLICA AMMINISTRAZIONE

4.2.1.3. Produzione di metano

La produzione di metano si può calcolare utilizzando le equazioni 32, 33, 34, 35 e/o le equazioni 29, 30, 31.

Il COD biodegradabile in ingresso è dato dalla frazione proveniente dal sedimentatore primario (762,5 kgCOD d⁻¹) e dal secondario ($P_{XBfs}(\text{kgCOD}/d) \cdot f_{bioid} = 243,86(\text{kgCOD}/d) \cdot 0.8 = 195,088(\text{kgCOD}/d)$), per un totale di 957,588 (kgCOD d⁻¹).

Utilizzando le equazioni 30 e 31 si ottiene (assumendo che la sostanza organica che entra nel digestore anaerobico sia completamente rimossa):

$$P_{XBDA} = \frac{957588(g_{COD}/d) \cdot 0.1}{1 + 0.03(1/d) \cdot 30(d)} = 50399(g_{COD}/d)$$

$$P_{XEDA} = 50399(g_{COD}/d) \cdot 0.03(1/d) \cdot 0.2 \cdot 30(d) = 9072(g_{COD}/d)$$

La quantità di metano prodotto (gCOD d⁻¹) è stimato con l'equazione 35:

$$Qg \cdot G(g_{COD}/d) = 957588 - 50399 - 9072 = 898117(g_{COD}/d)$$

Il risultato mostra che il metano prodotto (come COD) è circa il 94% del COD rimosso (equazione 35).

Ricordando il contenuto di COD ed il volume molare (capitolo 2), si ottiene:

$$Q_{CH_4}(m^3/d) = \frac{898117(g_{COD}/d) \cdot 22,414 \cdot 10^{-3}(m^3/mol)}{4(g_{COD}/g_{CH_4}) \cdot 16(g/mol)} = 314,537$$

Utilizzando il calore specifico superiore del metano (35,15 MJ Nm⁻³, capitolo 2), si ottengono 11059 MJ d⁻¹. In considerazione dell'acqua reflua trattata nel caso preso come esempio, è possibile ottenere 2,2 MJ m⁻³ di acqua reflua trattata.

La figura 13 mostra il flusso del COD specifico per l'esempio (esempio 1) appena considerato.

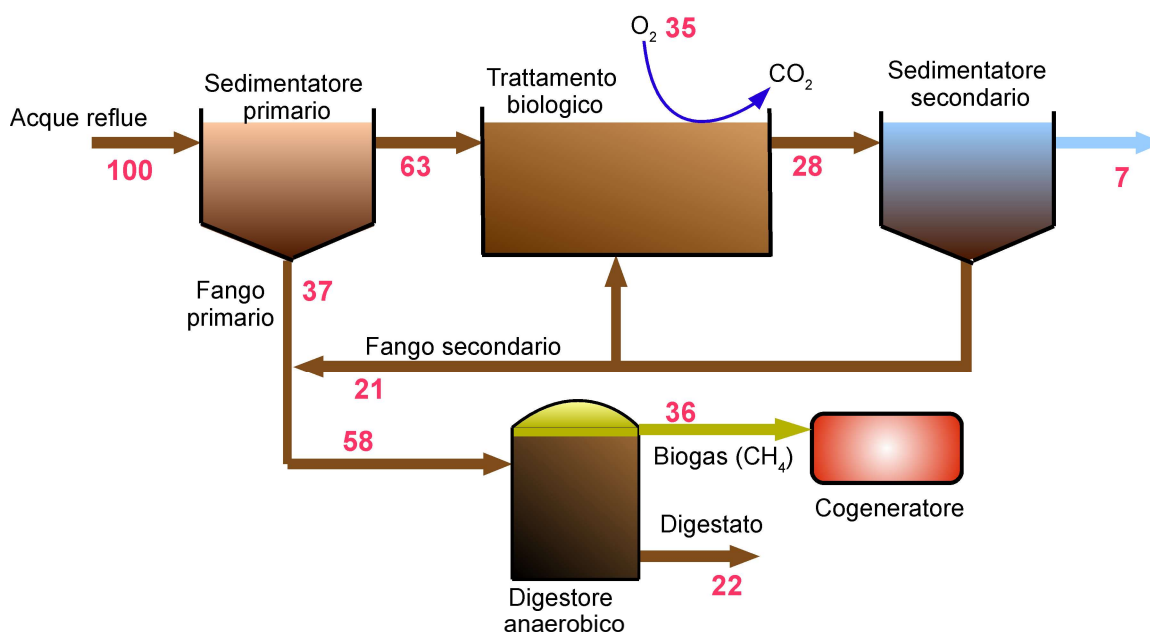


Figura 13 - Flusso di COD (in rosso) nell'impianto come specificato nell'esempio 1.

4.2.2 Esempio 2

La stessa acqua reflue dell'esempio 1 è trattata senza sedimentatore primario.

4.2.2.1. Ossidazione dei reflui

$$P_{XBfs} = \frac{5000(m^3/d) \cdot 0,67[300(g_{COD}/m^3) + 100(g_{COD}/m^3)]}{1 + 0,24(1/d) \cdot 10(d)} = 394118(g_{COD}/d)$$

$$P_{XE_{fs}} = 394118 \cdot 0,24(1/d) \cdot 0,2 \cdot 10(d) = 189176(g_{COD}/d)$$

$$P_{XI_{fs}} = 5000(m^3/d) \cdot 65(g_{COD}/m^3) = 325000(g_{COD}/d)$$

4.2.2.2. Digestore fanghi

$$P_{XB_{DA}} = \frac{394118(g_{COD}/d) \cdot 0,8 \cdot 0,1}{1 + 0,03(1/d) \cdot 30(d)} = 16594(g_{COD}/d)$$

$$P_{XE_{DA}} = 16594(g_{COD}/d) \cdot 0,03(1/d) \cdot 0,2 \cdot 30(d) = 2987(g_{COD}/d)$$

La quantità di metano prodotto ($g_{COD} d^{-1}$) è stimato con l'equazione 35:

$$Qg \cdot G(g_{COD}/d) = 394118 \cdot 0,8 - 16594 - 2987 = 295713(g_{COD}/d)$$

$$Q_{CH_4}(m^3/d) = \frac{295713(g_{COD}/d) \cdot 22,414 \cdot 10^{-3}(m^3/mol)}{4(g_{COD}/g_{CH_4}) \cdot 16(g/mol)} = 103,564$$

Pari a $3641 MJ d^{-1}$ e $0,728 MJ m^{-3}$ di acqua reflua trattata.

La figura 14 mostra il flusso del COD specifico per l'esempio (esempio 2) appena considerato.

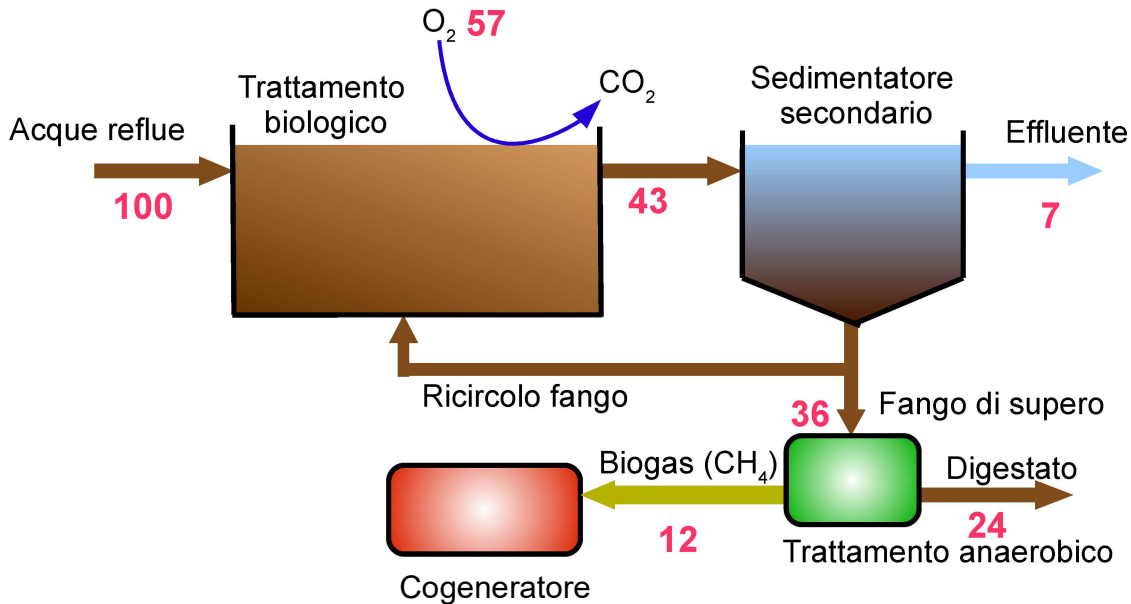


Figura 14 - Flusso di COD (in rosso) nell'impianto come specificato nell'esempio 2.

4.2.3 Esempio 3

Trattamento diretto anaerobico dello stesso refluo degli esempi precedenti.

$$Q_{in}(X_{S_{in}} + S_{S_{in}}) = 5000(m^3/d) \cdot [100(g_{COD}/m_3) + 300(g_{COD}/m_3)] = 2000000(g_{COD}/d)$$

$$P_{XB_{DA}} = \frac{2000000(g_{COD}/d) \cdot 0.1}{1 + 0.03(1/d) \cdot 30(d)} = 105263(g_{COD}/d)$$

$$P_{XE_{DA}} = 105263(g_{COD}/d) \cdot 0.03(1/d) \cdot 0.2 \cdot 30(d) = 18947(g_{COD}/d)$$

La quantità di metano prodotto ($g_{COD} d^{-1}$) è:

$$Qg \cdot G(g_{\text{COD}}/d) = 2000000 - 105263 - 18947 = 1875789(g_{\text{COD}}/d)$$

$$Q_{\text{CH}_4}(m^3/d) = \frac{1875789(g_{\text{COD}}/d) \cdot 22,414 \cdot 10^{-3}(m^3/\text{mol})}{4(g_{\text{COD}}/g_{\text{CH}_4}) \cdot 16(g/\text{mol})} = 656,937$$

Pari a 23098 MJ d⁻¹ e 4,6 MJ m⁻³ di acqua reflua trattata.

La figura 15 mostra il flusso del COD specifico per l'esempio (esempio 3) appena considerato.

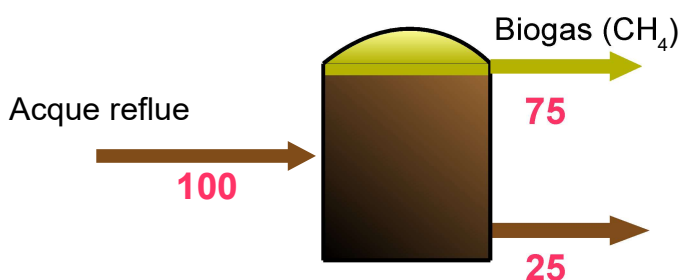


Figura 15 - Flusso di COD (in rosso) nell'impianto come specificato nell'esempio 3.

4.3 CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE SULLA PRODUZIONE DI METANO DALLE ACQUE REFLUE

Gli esempi riportati non sono certamente esaustivi di tutte le tipologie di impianti e processi utilizzati per il trattamento dei reflui (Metcalf and Eddy, 2014). La scelta, invece, di questi tre esempi vuole mostrare come diversi processi possano influire significativamente sulla possibilità di recuperare energia dalle acque reflue. Le figure 8 e 9, inoltre mostrano come anche la variazione di un parametro di progetto e di gestione (il tempo di ritenzione



dei solidi, SRT) possa influire sulla produzione di materiale organico da inviare alla digestione anaerobica per la produzione di metano.

Nello specifico, si nota che applicando differenti processi e/o tecnologie è possibile ricavare quantità di energia nettamente differenti (con differenti di oltre cinque volte).

E' qui indispensabile sempre ricordare che il trattamento dei reflui deve assicurare la qualità delle acque allo scarico per l'immissione ("sicura") nell'ambiente. Differenti tecnologie, quindi, devono essere utilizzate in funzione delle differenti caratteristiche dei reflui da trattare e della qualità da raggiungere allo scarico nell'ambiente del refluo trattato.

5. Pretrattamento dei fanghi per aumentare la produzione di biogas in digestione anaerobica

I fanghi generati dagli impianti municipali di trattamento delle acque reflue sono tipicamente di due diverse tipologie: fanghi da sedimentazione primaria (non sempre presenti) e fanghi da sedimentazione secondaria. Nel trattamento di digestione anaerobica dei fanghi è trattata una miscela di queste due tipologie in proporzioni variabili, dipendenti dalle caratteristiche dell'impianto di trattamento.

Il fango proveniente da sedimentazione primaria dei reflui, prima del trattamento biologico, è facilmente biodegradabile poiché è principalmente costituito da carboidrati e grassi facilmente digeribili. Il fango da sedimentazione secondaria invece, essendo costituito dai fanghi attivi in eccesso provenienti dal processo di trattamento biologico aerobico dei reflui, contiene carboidrati complessi, proteine e composti organici a catena lunga, che lo rendono più difficile da digerire rispetto al fango primario (Metcalf and Eddy, 2014).

Il processo di digestione anaerobica consente di ottenere allo stesso tempo una riduzione di massa e una migliore disidratabilità del fango trattato nonché di produrre biogas. Il processo è logicamente suddiviso in quattro fasi: idrolisi, acidogenesi, acetogenesi e metanogenesi. Nella digestione anaerobica dei fanghi di depurazione, delle quattro fasi citate l'idrolisi è quella che limita la velocità del processo (Ghyoot e Verstrate, 1997) facendo sì che la digestione abbia un'efficienza complessiva limitata e richieda tempi di ritenzione lunghi (20-30 giorni).

Durante la fase di idrolisi è prodotta la gran parte della sostanza organica solubile e prontamente biodegradabile che è successivamente convertita in biogas; di conseguenza, aumentando l'efficienza dell'idrolisi, è possibile aumentare la produzione di biogas. Un modo per aumentare l'efficienza dell'idrolisi consiste nel pretrattare il fango da digerire allo scopo di disgregare le cellule batteriche presenti nei fanghi secondari, liberando così in soluzione il loro contenuto, favorire la solubilizzazione delle sostanze particolate e la decomposizione di polimeri organici a monomeri o dimeri. Ciò determina un incremento

della velocità complessiva del processo di digestione e il raggiungimento di una più completa degradazione dei fanghi, riducendo il tempo di ritenzione nel digestore anaerobico e aumentando i tassi di produzione del metano (Muller, 2000). I pretrattamenti del fango includono processi termici, chimici, meccanici ed enzimatici, applicati singolarmente o in varie combinazioni; nei paragrafi successivi si analizzeranno le alternative oggi disponibili. Nonostante la disponibilità di tali processi, questi sono ancora pochissimo utilizzati. La loro applicazione potrebbe però favorire la produzione di metano e la riduzione della quantità di fango da smaltire. Al contrario, questi processi sono tutti piuttosto energivori e/o richiedono dosi importanti di reagenti chimici da limitare le rese di produzione di energia netta ricavabile dai reflui ed aumentarne i costi di trattamento.

5.1 PRETRATTAMENTO TERMICO

Il pretrattamento termico è stato studiato utilizzando una vasta gamma di temperature che vanno da 60 a 270 °C. La temperatura ottimale per conseguire un incremento della biodegradabilità è nell'intervallo 160-180° C e i tempi di trattamento variano da 30 a 60 minuti (Zhang, 2010). La migliore biodegradabilità si traduce in un significativo incremento della produzione di metano durante la digestione anaerobica dei fanghi. Gli incrementi sono significativi soprattutto per la digestione mesofila e in misura minore per la digestione anaerobica termofila.

Il pretrattamento termico richiede una considerevole quantità di energia per portare il fango alla temperatura di esercizio (~ 700kJ / m³) a scapito dell'utilizzo di parte del biogas prodotto. Inoltre, la produzione di biogas non è proporzionale alla temperatura. La maggior parte degli studi effettuati ha mostrato che temperature eccessivamente elevate (superiori a 170-190 ° C) portano a una biodegradabilità ridotta dei fanghi nonostante l'elevata efficienza di solubilizzazione. In alcuni casi, infatti, si riscontra la formazione di composti tossici e refrattari durante il pretrattamento che costituisce un grave inconveniente (Delgenes et al., 2002).

Alcuni processi industriali basati sul pretrattamento termico sono già ampiamente commercializzati:

Il processo di idrolisi termica CambiTHP® prevede una temperatura di 165 gradi per 20 minuti, a 6 bar, seguita da un improvviso calo di pressione, con conseguente "steam explosion" (environmentindex.com).

Il processo BioThelys™ di Veolia è un sistema di idrolisi termica in batch con temperature di 150-180 ° C, tempi di contatto di 30-60 minuti e pressioni di 8-10 bar (<https://www.thesourcemagazine.org>; <http://www.veoliawaterst.it>).

5.2 PRETRATTAMENTO CHIMICO

Il pretrattamento chimico dei fanghi può essere basato su diversi meccanismi di azione di cui i principali sono idrolisi acida e ossidazione.

Tra i metodi ossidativi il più diffusamente studiato è l'ozonizzazione. L'ozono è un agente ossidativo molto efficace per la lisi cellulare, che può determinare rapidamente la morte dei microrganismi nei fanghi attivi (è infatti utilizzato anche come disinfettante) e ossidare le sostanze organiche rilasciate dalle cellule (Cui & Jahng, 2004; Saktaywin et al., 2005). Tra le tecniche per disintegrare i fanghi, l'ozonizzazione è uno dei modi efficaci e produce il più alto grado di disintegrazione (Muller, 2000). La scelta della dose di ozono è un parametro estremamente critico per conseguire da un lato la degradazione delle molecole e delle strutture cellulari, minimizzando dall'altro l'ossidazione delle molecole organiche biodegradabili, che determinerebbe una riduzione della produzione di metano.

Sono disponibili altre tecniche di ossidazione, tra cui il processo Fenton, l'ossidazione con acido peracetico e la wet oxidation, tutte mirate ad ottenere una trasformazione del COD refrattario in biodegradabile, con l'effetto di migliorare la produzione di biogas in digestione (Zhang, 2010).

In alternativa all'ossidazione è possibile fare ricorso all'idrolisi alcalina, che è normalmente combinata con il trattamento termico. Kim et al. (2003) riportano le condizioni ottimali per

temperatura (121 °C per 30 min) e dosaggio di composti chimici (aggiunta 7 g L⁻¹ di NaOH).

5.3 PRETRATTAMENTO MECCANICO

Le tecniche più utilizzate nel pretrattamento meccanico sono basate sull'utilizzo di ultrasuoni, la macinazione (grinding) e l'omogeneizzazione ad alta pressione.

L'ultrasonificazione è un pretrattamento molto efficace con i vantaggi di non prevedere aggiunta di sostanze chimiche e di richiedere un basso tempo di contatto. Le cellule batteriche sono distrutte da onde di pressione e cavitazione generate da un generatore di ultrasuoni. Ci sono due meccanismi chiave associati al trattamento ultrasonico: la cavitazione, che è favorita alle basse frequenze, e le reazioni chimiche dovute alla formazione di radicali alle alte frequenze (Carr`ere et al., 2010). Gli ultrasuoni sono utilizzati come pretrattamento per la digestione anaerobica su scala industriale dal 1999 dalla società tedesca Hielscher (<https://www.hielscher.com>).

Tra le tecniche di grinding la macinazione a umido (wet milling) utilizza piccole sfere per rompere le pareti delle cellule. La dimensione delle sfere è fondamentale per l'efficienza del sistema e le sfere del diametro di 0,2-0,25 mm hanno mostrato le migliori prestazioni (Allan e Talat, 2007).

Un altro metodo meccanico applicato per operazioni su larga scala è l'omogeneizzazione ad alta pressione, che consiste nel portare il fango alla pressione di 600 bar (Harrison, 1991). Dopo la compressione avviene una rapida depressurizzazione con proiezione ad alta velocità contro un anello. Le cellule vengono sottoposte in questo modo a turbolenza, cavitazione, con conseguente disintegrazione cellulare (Zhang, 2010).

5.4 METODI ENZIMATICI

L'uso di enzimi microbici per il miglioramento dell'idrolisi dei fanghi attivi e di rifiuti organici (Mayhew et al. 2002) è stato inizialmente proposto per ridurre gli agenti patogeni; tuttavia

è stato osservato che la loro applicazione determina anche un miglioramento della produzione di biogas durante la digestione anaerobica (Zhang, 2010).

5.5 CONFRONTI TRA I SISTEMI

Secondo le conclusioni di una estesa analisi di letteratura di Zhang (2010), è difficile confrontare l'effetto dei metodi di pretrattamento descritti sopra, perché i dati riportati sono molto disomogenei per caratteristiche dei fanghi sottoposti a trattamento, caratteristiche della successiva digestione anaerobica e della scala degli impianti utilizzati. Inoltre, oltre alla produzione di biogas, dovrebbero essere presi in considerazione la solubilizzazione dei fanghi, la loro disidratabilità, i solidi totali sospesi, il costo energetico e il consumo di sostanze chimiche.

In considerazione della letteratura limitata, è possibile solo un confronto approssimativo dei metodi di pretrattamento basato sulla produzione di biogas.

Kim et al. (2003) hanno confrontato pretrattamenti termici, chimici, ultrasonici e termochimici in base alla produzione di biogas ottenendo prestazioni migliori per i trattamenti termochimici, seguiti da termici, ultrasonici e chimici.

Bougrier et al. (2006) hanno confrontato l'effetto di ultrasuoni, idrolisi termica e pretrattamento con ozonizzazione sullo stesso campione di fanghi attivi prima della digestione anaerobica mesofila discontinua. Tutti e tre i pretrattamenti hanno migliorato la produzione di biogas ma l'ozonizzazione ha dato risultati inferiori rispetto alla ultrasonificazione e alla idrolisi termica (a 170 o 190 °C).

Barjenbruch et al. (2003) hanno confrontato il trattamento termico (80-121 °C), l'omogeneizzazione ad alta pressione (600 bar) e il trattamento enzimatico (aggiunta di carboidrasi) per il pretrattamento prima della digestione anaerobica continua con un HRT di 10 giorni. L'aumento della produzione di biogas maggiore è stato osservato per il trattamento termico a bassa intensità a 90 e 121 °C seguito da trattamento ad alta pressione e trattamento enzimatico.

6. Riferimenti bibliografici

Allan Elliott & Talat Mahmood, 2007. Pretreatment technologies for advancing anaerobic digestion of pulp and paper biotreatment residues. *Water Research*. 41:4273 – 4286.

Barjenbruch M. & Kopplow O., 2003. Enzymatic, mechanical and thermal pre-treatment of surplus sludge, *Adv. Environ. Res.* 7 (3):715–720.

Bougrier C., Delgene`s J.-P. & Carre`re H., 2006. Combination of thermal treatments and anaerobic digestion to reduce sewage sludge quantity and improve biogas yield. *Process Safety and Environmental Protection*, 84(B4):280-284.

Campanelli M., 2013. Incidenza dei consumi energetici sul costo del servizio idrico integrato. In: *Atti della 49a Giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria Ambientale: Risparmio energetico negli impianti di trattamento dell'acqua*.

Carr`ere H., Dumas C., Battimelli A., Batstone D.J., Delgen`es J.P., Steyer J.P. & Ferrer I., 2010. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review, *Journal of Hazardous Materials*.

Cui, R. & Jahng, D.J., 2004. Nitrogen control in AO process with recirculation of solubilized excess sludge. *Water Res.* 38, 1159-1172.

D.Lgs 152/2006. Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152: "Norme in materia ambientale" pubblicato nella *Gazzetta Ufficiale* n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96.

De Feo G., De Gisi, S., Galasso M., 2012. *Acque reflue: progettazione e gestione di impianti per il trattamento e lo smaltimento*. Dario Flaccovio Editore s.r.l.

Delgenes JP, Penaud V, Torrijos M. & Molletta R., 2002. Investigation of the change in anaerobic biodegradability and toxicity of an industrial biomass induced by thermochemical pre-treatment. *Water Sci Technol*; 41(3):137-144.

ENEA, 2017. *Efficienza energetica: rapporto annuale. Analisi e risultati delle policy di efficienza energetica del nostro paese*. 304 pagg.

Ferriman A., 2007. BMJ readers choose the "sanitary revolution" as greatest medical advance since 1840 *BMJ*, 334 (111), doi:10.1136/bmj.39097.611806.DB

Ghyoot W, Verstraete W., 1997. Anaerobic digestion of primary sludge from chemical pre-precipitation. *Water Sci Technol*; 6-7:357-65.



Harrison S.T.L., 1991. Bacterial cell disruption: a key unit operation in the recovery of intracellular products, *Biotechnol Adv* 9:217–240.

Heidrich E.S., Curtis T.P., Dolfing J., 2011. Determination of the internal chemical energy of wastewater. *Environmental Science and Technology*, 45: 827-832.

Henze M., Gujer W., Mino T., van Loosdrecht M., 2000. Activated sludge models: ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Edited by the IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment. IWA Publishing Alliance House, 12 Caxton Street, London, 121 pp.

Henze M., Harremoës P., la Cour Jansen J. and Arvin E., 2002. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, 3rd ed, Springer-Verlag, Berlin.

Henze M., van Loosdrecht M.C.M., Ekama G.A., Brdjanovic D., 2008. *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. IWA Publishing, London.

ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), 2018. Fiumi, Pagina web (<http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/acque-interne-e-marino-costiere/risorse-idriche/fiumi>), ultimo accesso 10 dicembre 2018.

ISTAT, 2015. Impianti di depurazione delle acque reflue urbane. http://dati.istat.it/Index.aspx?DataSetCode=DCCV_IMPDEP, ultimo accesso 11 dicembre 2018.

ISTAT, 2018. Popolazione residente al 1° gennaio. http://dati.istat.it/Index.aspx?DataSetCode=DCIS_POPRES1, ultimo accesso 11 dicembre 2018.

Kim J., Park C., Kim T.H., Lee M., Kim S., Kim S.W. & Lee J., 2003. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *J. Biosci. Bioeng.* 95 (3) 271-275.

Kjeldsen, P.; Balzan, M.A.; Rooker, A.P.; Baun, A.; Ledin, A.; Christensen, T.H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.* 32(4), 297–336.

Longo S., d'Antoni B.M., Bongards M., Chaparro A., Cronrath A., Fatone F., Lema J.M., Mauricio-Iglesias M., Soares A., Hospido A., 2016. Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposal for improvement. *Applied Energy*, 179, 1251-1268. DOI: 10.1016/j.apenergy.2016.07.043.

Masotti L., 2011. Depurazione delle acque: tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto. Edizioni Calderini de Il Sole 24 ore s.p.a.

Mayhew, M., Le, M. & Ratcliff, R., 2002. A novel approach to pathogen reduction in biosolids: the enzymic hydrolyser. *Water Sci. Technol.* 46 (4/5):427–434.

Metcalf and Eddy, 2014. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource recovery*. Fifth Ed. 2 volumi, 2018 pagg.

MISE, 2018. Ministero dello Sviluppo Economico, Direzione generale per la sicurezza dell'approvvigionamento e le infrastrutture energetiche. La situazione energetica nazionale nel 2017. 104 pagg.

Muller J.A., 2000. Pre-treatment processes for recycling and reuse of sewage sludge, *Water Sci. Technol.* 42:167–174.

Neyens E. & Baeyens J., 2003. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique, *J. Hazard. Mater.* 98:33–50.

Saktaywin, W., Tsuno, H., Soyama, T. & Weerapakkaron, J., 2005. Advanced sewage treatment process with excess sludge reduction and phosphorus recovery. *Water Res.* 39, 902-910.

Shizas I., Bagley D., 2004. Experimental determination of energy content of unknown organics in municipal wastewater streams. *Journal of Energy Engineering*, 130(2): 45-53. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9453(2004)130:2(45)

Spagni A., Ferraris M., Mattioli D., Petta L., Brunori C., 2016. Water-energy nexus: la parte oscura del ciclo dell'acqua, cambiamenti climatici ed economia circolare. *Energia, ambiente e innovazione (EAI)*, 1/2006: 82-87.

TERNA, 2018. Dati statistici: Lo storico dei dati statistici sull'energia elettrica e l'ultimo bilancio elettrico, <http://www.terna.it/it-it/sistemaelettrico/statisticheeprevisionsi/datistatistici.aspx>, ultimo accesso 10/12/2018.

US EPA, Environmental Protection Agency, 2006. Wastewater management fact sheet, energy conservation. EPA 832-F-06-024.

WERF, 2014. Utilities of the future: Energy findings. WERF – Water Environment Research Foundation. 86 pagg.



WERF, 2015. A guide to net-zero energy solutions for water resource recovery facilities.
WERF – Water Environment Research Foundation.

www.environmentindex.com: CAMBI Thermal hydrolysis Sludge Treatment: Medium to large-scale application June 2012, by Drs. Lex Menco
<http://www.environmentindex.com/en/article/cambi-thermal-hydrolysis-sludge-treatment-medium-to-large-scale-application-677.aspx>

www.hielscher.com

www.thesourcemagazine.org/veolias-biothelys-solution-circular-economy/;
<http://www.veoliawaterst.it/vwst-italia/ressources/files/1/55383-15-Depliant-MONZA-BIOTHELYS.pdf>

Zhang, H. J., 2010. Sludge treatment to increase biogas productionll Trita-LWR Degree Project 10-20.



ENERGIA E SOSTENIBILITÀ
PER LA
PUBBLICA AMMINISTRAZIONE

7. Appendici

7.1 APPENDICE 1

Da ISTAT (2015)

Censimento delle acque per uso civile 2015. Guida alla compilazione. Versione 2.3.
Scaricabile a : https://gino.istat.it/doc/Guida_compilazione_Cens_Acque.pdf

Quesito F5 Tipologia di trattamento

Indicare il tipo di trattamento “prevalente” della linea acque, secondo la seguente classificazione:

Trattamento primario

Trattamento delle acque reflue che comporti la sedimentazione dei solidi sospesi mediante processi fisici e/o chimico-fisici e/o altri, a seguito dei quali prima dello scarico il BOD5 delle acque in trattamento sia ridotto almeno del 20 per cento ed i solidi sospesi totali almeno del 50 per cento.

Trattamento secondario

Trattamento delle acque reflue mediante un processo che in genere comporta il trattamento biologico con sedimentazione secondaria, o mediante altro processo. Il trattamento si distingue in processo a biomassa sospesa o a biomassa adesa. È necessaria la presenza di biodischi, letti percolatori e vasche di aerazione nelle unità che costituiscono la linea acque dell'impianto.

Trattamento più avanzato a valle dei precedenti

Trattamento più avanzato rispetto ai precedenti (esempio denitrificazione), in genere denominato trattamento terziario, che si applica a valle del trattamento primario e del secondario.

7.2 APPENDICE 2

7.2.1 Definizioni, unità di misura¹

Biogas: gas prodotto dal processo biochimico di fermentazione anaerobica di biomassa (D.M. 6 luglio 2012, art. 2). Opportunamente trattato, il biogas può essere trasformato in biometano.

Biomassa: frazione biodegradabile dei prodotti, rifiuti e residui di origine biologica provenienti dall'agricoltura (comprendente sostanze vegetali e animali), dalla silvicoltura e dalle industrie connesse, comprese la pesca e l'acquacoltura, nonché la parte biodegradabile dei rifiuti urbani e industriali (D.Lgs 3 marzo 2011, n. 28, art. 2). Utilizzata per il riscaldamento, la produzione di energia elettrica e come carburante per il trasporto.

Biometano: gas ottenuto a partire da fonti rinnovabili avente caratteristiche e condizioni di utilizzo corrispondenti a quelle del gas metano e idoneo all'immissione nella rete del gas naturale o all'utilizzo come carburante (D.Lgs 3 marzo 2011, n. 28, art. 2).

Cogenerazione: produzione combinata di energia elettrica e di calore alle condizioni definite dall'AEEGSI, che garantiscano un significativo risparmio di energia rispetto alle produzioni separate (D. Lgs 16 marzo 1999, n. 79, art. 2). Secondo il D.Lgs 8 febbraio 2007, n. 20, art. 2, generazione simultanea in un unico processo di energia termica ed elettrica o di energia termica e meccanica o di energia termica, elettrica e meccanica. È ad alto rendimento se la produzione mediante cogenerazione fornisce un risparmio di energia primaria pari almeno al 10%, rispetto ai valori di riferimento per la produzione separata di elettricità e di calore oppure se la produzione mediante unità di piccola cogenerazione (< 1 MWe) e micro-cogenerazione (< 50 kWe) consegue un risparmio di energia primaria (Allegato III). Il produttore che lo richiede ha diritto al rilascio della garanzia di origine di elettricità da Cogenerazione ad Alto Rendimento (CAR) e l'accesso al sistema incentivante dei Titoli di efficienza energetica purché siano rispettati i vincoli di risparmio (D. Lgs 8 febbraio 2007, n. 20, come integrato dal D.L. 4 agosto 2011). Gli impianti con potenza nominale fino a 200 kW hanno la possibilità di accedere al servizio di Scambio sul posto dell'energia elettrica (AEEGSI, deliberazione 3 giugno 2008, ARG/elt 74/08).

Energia: tutte le forme di prodotti energetici, i combustibili, l'energia termica, l'energia da fonti rinnovabili, l'energia elettrica o qualsiasi altra forma di energia come definiti all'articolo 2, lettera d), del REG. (CE) n. 1099/2008 del Parlamento e del Consiglio del 22 ottobre 2008 (D.Lgs 4 luglio 2014, n. 102, art. 2).

¹ molte delle definizioni sono tratte da: Energia ed ambiente – parole in sintesi. ENEA, 2015.

Energia chimica: Tipo di energia che è prodotta o consumata durante il corso delle reazioni chimiche.

Energia idraulica: energia potenziale/cinetica di masse di acqua.

Energia idroelettrica: energia potenziale e cinetica dell'acqua convertita in energia elettrica nelle centrali idroelettriche, inclusa l'accumulazione per pompaggio (Allegato B del REG. (UE) n. 147/2013). L'energia elettrica è generata sfruttando il movimento di una massa d'acqua che supera un dislivello.

Energia termica: calore per riscaldamento e/o raffreddamento, sia per uso industriale che civile (D.Lgs 4 luglio 2014, n. 102, art. 2).

Fonti energetiche primarie: fonti di energia presenti in natura e non derivanti dalla trasformazione di altre forme di energia: carbone fossile, lignite picea e xiloidi, petrolio greggio, gas naturale, energia idraulica, energia geotermica, combustibili nucleari.

Pompa di calore: dispositivo o impianto che sottrae calore dall'ambiente esterno o da una sorgente di calore a bassa temperatura e lo trasferisce all'ambiente a temperatura controllata (D.Lgs 4 luglio 2014 n. 102, art. 2)

British thermal unit (Btu): unità di misura delle quantità di calore nel sistema di misura inglese, definita come quantità di calore necessaria a innalzare di 1 °F la temperatura di 1 libbra di acqua pura; se ne adotta il valor medio tra punto di fusione e punto di ebollizione dell'acqua alla pressione di un'atmosfera.

Joule (J): unità di misura dell'energia. Identifica il lavoro svolto da una forza di 1 Newton nello spostare il proprio punto di applicazione per la distanza di 1 metro nella medesima direzione della forza.

$$1J = 1N \cdot 1m = 1kg \cdot \frac{1m}{1s^2} \cdot 1m$$

kcal (chilocaloria): quantità di calore necessaria per riscaldare di un grado centigrado la temperatura di un chilogrammo (un litro) di acqua.

kW (chilowatt): unità di misura della potenza.

kWh (chilowattora): unità di misura standard dell'energia elettrica. Rappresenta l'energia assorbita in 1 ora (3.600 secondi) da un generatore di potenza avente la potenza di 1 kW.

tep (Tonnellata equivalente di petrolio): unità convenzionale di misura dell'energia che indica la quantità di energia liberata dalla combustione di una tonnellata di petrolio grezzo.

Watt (W): unità di misura della potenza corrispondente alla capacità di eseguire una quantità di lavoro pari a 1 J in 1 secondo; la potenza può essere considerata anche come flusso di energia. In campo elettrico 1 watt è equivalente al flusso di energia associato alla corrente elettrica di 1 ampère sotto la forza elettromotrice di 1 volt.

7.2.2 Fattori di conversione

Fattori moltiplicativi

simbolo	Fattore moltiplicativo
k- (Chilo-)	10^3
M- (Mega-)	10^6
G- (Giga-)	10^9
T- (Tera-)	10^{12}

Fattori di conversione

			GJ	Gcal	MWh	MBTU
Giga Joule (GJ)	GJ	1=	1	0,23885	0,27778	0,94782
Giga caloria (Gcal)	Gcal	1=	4,18680	1	1,16300	3,96832
Milioni di BTU (MBTU)	MBTU	1=	1,05506	0,25200	0,29307	1
Megawattora (MWh)	MWh	1=	3,600	0,860	1	3,41214
Tonn. Equiv. di petrolio	tep	1=	41,868	10,000	11,628	39,683